

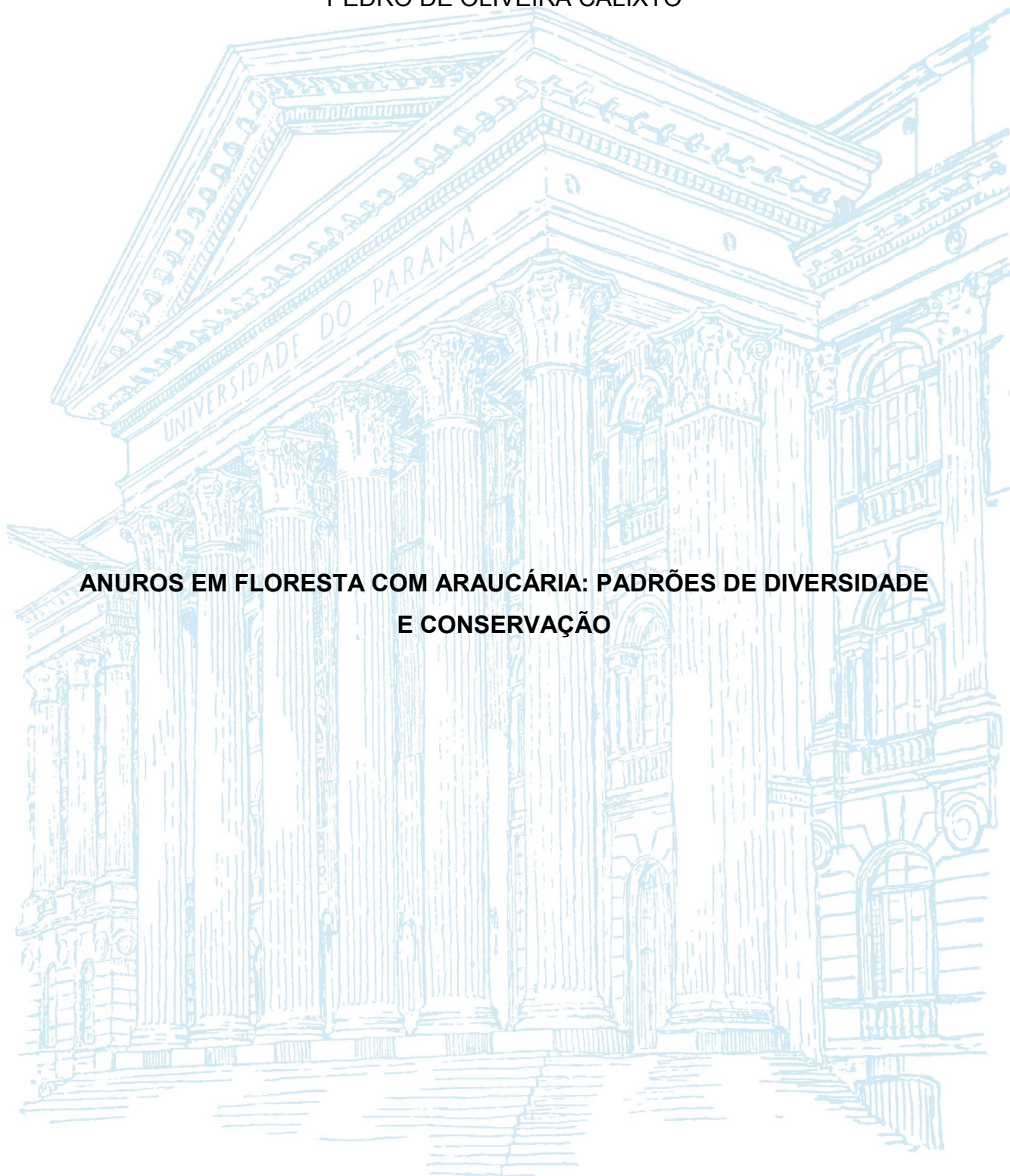
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

PEDRO DE OLIVEIRA CALIXTO

**ANUROS EM FLORESTA COM ARAUCÁRIA: PADRÕES DE DIVERSIDADE
E CONSERVAÇÃO**

CURITIBA

2018



PEDRO DE OLIVEIRA CALIXTO

**ANUROS EM FLORESTA COM ARAUCÁRIA: PADRÕES DE DIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Zoologia, no Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo Conte

CURITIBA

2018

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Calixto, Pedro de Oliveira

Anuros em Floresta com Araucária : padrões de diversidade e
conservação. / Pedro de Oliveira Calixto. – Curitiba, 2018.
105 f.: il. ; 30cm.

Orientador: Carlos Eduardo Conte

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de
Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Biodiversidade 2. Anuro 3. Mata Atlântica 4. Anfíbio – Mata
Atlântica I. Título II. Conte, Carlos Eduardo III. Universidade Federal do
Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em
Zoologia.

CDD (20. ed.) 597.8



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **PEDRO DE OLIVEIRA CALIXTO** intitulada: **ANUROS EM FLORESTA COM ARAUCÁRIA: PADRÕES DE DIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 19 de Fevereiro de 2018.

CARLOS EDUARDO CONTE
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

MICHEL VARAJÃO GAREY
Avaliador Externo (UNILA)

MAURICIO OSVALDO MOURA
Avaliador Externo (UFPR)

Dedico à minha família,
a base, força e fortaleza de tudo.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Ciro e Eugênia, não somente por este momento, mas a todos os outros, por sempre terem me dado a oportunidade e suporte para buscar realizar meus objetivos. Além disto gostaria de agradecer por terem aguentado e me dado total apoio nestes últimos meses de mestrado. Sei que não foi fácil, mas o amor e compreensão de vocês, foi extremamente essencial à essa conquista. Sem vocês, nada disso seria possível e sou eternamente grato.

Aos meus irmãos, João e Gustavinho, cada um à sua maneira pelo carinho, paciência, força e amor que me proporcionaram durante estes últimos meses.

Ao meu orientador, Carlos Eduardo Conte, principalmente, pela oportunidade e confiança depositada em mim para realizar este trabalho. Por todas as vezes que me auxiliou na construção deste trabalho. Além disto, por ter me passado seu conhecimento sobre a anurofauna da Floresta com Araucária. Muito obrigado.

Ao meu eterno mestre, Professor Julio Moura Leite, o qual sempre me incentivou a continuar com os estudos, mesmo nos momentos que pensei que não seria mais possível retornar. Ainda, gostaria de agradecer por ter me oferecido apoio e cedido dados do Museu de História Natural Capão da Imbuia sobre os anuros que ocorrem na Floresta com Araucária.

Ao Lucas Crivellari, Grande Amigo, conselheiro acadêmico e de vida, os meus mais sinceros agradecimentos. Sem sua ajuda, em diferentes etapas, esse trabalho não teria sido alcançado. Obrigado por todos os momentos de força e apoio ao longo dessa caminhada. Muito obrigado!

Ao Professor Claudio Carvalho por no início desta trajetória ter me aconselhado e sugestões realizadas no pré-projeto. Agradeço também pelos ensinamentos passados ao longo deste período, seja pela disciplina de Biogeografia ou em conversas *informais*.

Ao Professor Luís Fávaro pela sua amizade, apoio e conselhos concedidos ao longo deste período. Pelos momentos em que eu estava *down* e você me prestava auxílio, com uma boa conversa, de modo a me dar força e disposição para continuar. Muito obrigado Zão!

À Professora Sabrina Araujo por ter me auxiliado matematicamente no segundo capítulo deste trabalho.

Ao Andreas Schwartz, que sempre que precisei pode me auxiliar e jogar uma luz para os caminhos que eu poderia trilhar neste trabalho. À Thaís Zanata por ter lido e sugerido alguns cuidados e detalhes importantes do primeiro capítulo.

Ao Renattho Nitz pela amizade e também por ter me auxiliado, passando algumas *manhas*, dos programas utilizados neste trabalho. Além disto, por todos os cafés e conversas científicas (ou não) ao longo deste período.

À Michelle Struett e Elvira de Bastiani pela amizade que criamos nestes últimos dois anos. Dos momentos alegres aos nem tanto, estavam lá para ambas situações. Também agradeço pelas sugestões no primeiro capítulo.

As minhas amigas Luana Medonça e Mariele Camargo, ao longo desta caminhada, principalmente, nos momentos iniciais com as disciplinas *pesadas*. Além disto, por todo apoio e auxílio na organização do 3º Simpósio de Zoologia. Muito obrigado!

Ao meu amigo, Caio Marinho, pela parceria e amizade ao longo desta caminhada.

Aos meus colegas de jornada ao longo das disciplinas, Eduardo Brandt e Mariana Araki. Tantas hipóteses e risadas, das quais umas por bobagens outras de nervosos pelas atividades e prazos. Muito obrigado meus amigos.

Ao Sandro P. de Faria e André Confetti por terem lido e dado suas sugestões para este trabalho e pela amizade!

Aos meus amigos de longo data, uma família conhecida como o “Funil”, por terem me dado apoio e entenderem minha ausência, em alguns momentos, durante esta jornada. Nos momentos em que pudemos confraternizar e se encontraram ao longo desse período, as conversas e risadas foram essências para a tal da sanidade mental e emocional (ou não).

À banca examinadora, Professor Maurício Moura, Michel Garey e Peterson Leivas, pelas críticas construtivas para o meu aprimoramento acadêmico e, porque não, como indivíduo.

Ao Museu Nacional do Rio de Janeiro, em nome do Curador Pombal Jr. e, em especial, à Manoela Woitovics, a qual me deu todo auxílio e apoio para obter as informações necessárias para realização desse trabalho. Meus sinceros agradecimentos.

Ao Programa de Pós-Graduação de Zoologia da Universidade Federal do Paraná por ter me oferecido meios de desenvolver minha pesquisa bem como, subsídio para eu levar minha pesquisa ao congresso de Herpetologia. Em especial, agradeço a Vanessa, pela paciência e disposição em resolver minhas diversas dúvidas quanto as burocracias internas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de estudo, sem a qual seria impossível a elaboração deste trabalho.

Where there's a will,
there's a way
(EINSTEIN, A.)

RESUMO GERAL

A compreensão dos processos e efeito das variáveis ambientais sobre os padrões de diversidade taxonômica e filogenética são importantes aspectos para elucidação dos mecanismos de manutenção e estruturação da biodiversidade. Além disto, nos auxilia na elaboração de planejamentos voltados a conservação, face ao acelerado processo de perda dos ambientes naturais devido a ação humana. A Mata Atlântica possui a maior biodiversidade de anuros do Brasil e é um dos biomas que apresentam as maiores taxas de desmatamento entre os *hotspots* de biodiversidade. Em específico, para a Floresta com Araucária (FA), uma ecorregião de Mata Atlântica, testamos quais hipóteses melhor explicam os padrões de diversidade de anuros (Cap. 1) e, posteriormente, utilizamos um índice de priorização espacial para conservação de anuros para esta ecorregião (Cap. 2). Os resultados do primeiro capítulo demonstraram que ambas diversidades, taxonômica e filogenética, apresentam o mesmo padrão espacial. De acordo com o nosso melhor modelo, as variáveis que melhor explicaram a diversidade foram as médias de temperatura anual e a temperatura mínima do mês mais frio do ano. Neste sentido, as hipóteses de disponibilidade de energia e restrição climática apresentam-se como os principais mecanismos associados à manutenção e estruturação da anurofauna na Floresta com Araucária. No segundo capítulo, com a utilização de um índice de priorização espacial, o qual incorpora aspectos da biodiversidade e socioambiental, identificamos que as principais áreas para conservação de anuros na Floresta com Araucária encontram-se na região sudeste desta ecorregião, em específico, nas porções sul-sudeste de Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul. Os resultados obtidos por nós, reforçam a hipótese de que o clima é um fator determinante e, possivelmente, limitante ao padrão de diversidade em anuros em FA. Aliado com outros estudos, para diferentes grupos taxonômicos, nossos resultados apresentam mais um subsídio para priorização e criação de novas áreas para conservação ao longo da Floresta com Araucária.

Palavras-chave: Biodiversidade. Anfíbios. Mata Atlântica. Floresta Ombrófila Mista. Priorização de Conservação Espacial. Áreas prioritárias. Unidade de Conservação.

GENERAL ABSTRACT

The understanding of the drivers and effects of environmental variables on taxonomic and phylogenetic diversity patterns are important aspects to elucidate the mechanisms of maintenance and structure the biodiversity. In addition, it contributes in the elaboration and planning of conservation, in the face of the accelerated process of loss of natural environments due to human actions. The Atlantic Forest has the highest anuran biodiversity in Brazil and it is one of the biomes, which has the highest rates of deforestation among biodiversity hotspots. In the first chapter, specifically for the *Floresta com Araucária* (FA), an Atlantic Forest ecoregion, we tested which hypotheses best explain the patterns of anurans diversity. In the second chapter, we used a spatial prioritization index for the conservation of anurans in this ecoregion. The results of the first chapter show that both, taxonomic and phylogenetic diversity, have the same spatial pattern. According to our best model, the variables that best explained the diversity were the means in annual temperature and the minimum temperature in the coldest month of the year. Therefore, the energy and the climate constraints hypotheses are presented as the main mechanisms associated with the maintenance and structuring of the anurofauna in the FA. In the second chapter, using a spatial conservation prioritization index, which incorporates aspects of biodiversity and socio environmental features, we identified that the main areas for conservation of anurans in the FA are identified in the southeast region of these ecoregion, in particular, in portions of south-southeast Santa Catarina and northeast Rio Grande do Sul. Our results reinforce the hypothesis that climate is a determining factor and it is possibly constraining the diversity pattern of anurans in the AF. Together with other studies for different taxonomic groups, our results present a further subsidy for prioritization and creation of new areas for conservation along the *Floresta com Araucária*.

Keywords: Biodiversity. Amphibians. Atlantic Forest. Mixed Ombrophilous Forest. Spatial Conservation Prioritization. Conservation Units

SUMÁRIO

PRÓLOGO.....	12
CAPÍTULO 1: PADRÃO DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA	18
1 INTRODUÇÃO	21
2 MATERIAIS E MÉTODOS	24
2.1 ÁREA DE ESTUDO E REGISTRO DAS ESPÉCIES DE ANUROS.....	24
2.2 DIVERSIDADE FILOGENÉTICA	25
2.3 HIPÓTESES E VARIÁVEIS ABIÓTICAS	26
2.4 ANÁLISE DOS DADOS	27
3 RESULTADOS	29
4 DISCUSSÃO	32
REFERÊNCIAS.....	38
APÊNDICES.....	46
CAPÍTULO 2: ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA, BRASIL.....	49
1 INTRODUÇÃO	52
2 MATERIAIS E MÉTODOS	54
2.1 ÁREA DE ESTUDO	54
2.2 ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA.....	55
2.2.1 Componente Biótico	55
2.2.2 Componente Estruturante.....	56
2.2.3 Componente de Restrição	57
3 RESULTADOS	60
4 DISCUSSÃO	62
REFERÊNCIAS.....	66
APÊNDICES.....	71
EPÍLOGO.....	92
REFERÊNCIAS GERAIS.....	93

PRÓLOGO

Os padrões de biodiversidade podem ser explicados através de dois processos: determinísticos e estocásticos. Os processos determinísticos são associados a teoria de nicho, onde a interação das relações bióticas (e.g. predação, parasitismo, competição) e abióticas (e.g. temperatura, precipitação, heterogeneidade ambiental) irão determinar a ocorrência e distribuição das espécies (RICKLEFS, 1987; GASTON 2000; CHASE; MYERS, 2011). Além disto, dependendo da abordagem, escala e grupo taxonômico estudado, os resultados podem demonstrar diferentes efeitos da relação dos processos determinístico sobre os padrões observados (HAWKINS et al., 2003; QIAN, 2010; CHASE; MYERS 2011). A diversidade pode ser decomposta em pelo menos três componentes: taxonômica, filogenética e funcional (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). O uso de outros componentes da diversidade, aliado a usual diversidade taxonômica, pode nos fornecer uma visão mais ampla para formulação de hipóteses que explicam os processos subjacentes na estruturação das comunidades (FAITH, 1992; HELMUS et al., 2007).

Os anfíbios anuros são um grupo modelo que podem nos fornecer informações importantes a respeito dos padrões de diversidade e também sobre a qualidade ambiental, por serem considerados bioindicadores (VITT et al., 1990; FRITZ; RAHBEK, 2012; NORI et al., 2015). Primeiro, são animais ectotérmicos e que apresentam alta dependência de condição ambientais para manutenção de seus requerimentos fisiológicos e reprodutivos (DUELLMAN; TRUEB 1994; WELLS, 2007). Assim, desde na escala local até a global, têm se observado maiores diversidade de anuros em sítios e regiões com maiores médias em temperatura e umidade (HAWKINS et al., 2003; BUCKLEY; JETZ 2007). Neste sentido, a sua ocorrência e os padrões de distribuição espacial de anuros podem ser associados diretamente às condições ambientais. Segundo, justifica-se a afirmação de serem bioindicadores por sua pele ser permeável, local onde ocorrem as trocas gasosas, e pelo ciclo de vida dependente de ambientes aquáticos e terrestres (DUELLMAN; TRUEB 1994; WELLS, 2007). Neste sentido, podem ser considerados animais sensíveis tanto às perturbações locais como poluição, fragmentação e alteração de habitats, quanto àquelas globais como o aquecimento global e efeitos dos raios UV's (SILVANO; SEGALLA, 2005; STUART et al., 2008).

O Brasil abriga a maior biodiversidade de anfíbios do mundo, com cerca de 1.039 espécies, sendo que o grupo Anura representa 96% desta riqueza (SEGALLA et al., 2016). O bioma Mata Atlântica (MA), possui as maiores taxas de riqueza ($n > 518$) e endemismo para anurofauna (DUELLMAN, 1999; HADDAD et al., 2013). A diversidade elevada e endemismo observados na MA é relacionada à diferentes características deste bioma, como sua grande extensão longitudinal e latitudinal que abriga diferentes níveis topográficos (altitudes), variações climáticas e diferentes ecorregiões (TOLEDO; BATISTA, 2012; HADDAD et al., 2013; VASCONCELOS et al., 2014). Cabe destacar, que apesar dos esforços para o preenchimento das lacunas do conhecimento sobre a própria riqueza de espécies, distribuições geográficas e história natural, muitas áreas de MA ainda permanecem com estas informações incipientes. Isto pode ser evidenciado pelo fato de que muitas espécies foram recentemente descritas (FERREIRA et al., 2015; PIE; RIBEIRO, 2015; RIBEIRO et al., 2015; BORNSCHEIN et al., 2016; CONDEZ et al., 2016; CONTE et al., 2016; RIBEIRO et al., 2017), além de estudos evidenciando ampliações de distribuição e novos registros (ZANELLA; BUSIN, 2007; CONTE et al., 2010; ZINA et al., 2010; LUCAS; GARCIA, 2011; SIQUEIRA et al., 2011; BASTIANI et al., 2012; MACHADO et al., 2014; MONTEIRO; COMITTI; LINGNAU, 2014; LEIVAS; HIERT, 2016; FONTANA; SAGALLI; ZANELLA, 2017). Esta condição ainda exploratória da biodiversidade da MA se revela crítica à conservação de anfíbios, visto que este bioma é considerado um dos mais ameaçados devido à expansão humana e, consequente, fragmentação e homogeneização de habitats (MYERS et al., 2000; SILVANO; SEGALLA 2005).

Dentre as ecorregiões mais ameaçadas da MA, destaca-se a Floresta com Araucária (FA), ou Floresta Ombrófila Mista, a qual atualmente está reduzida a menos de 3% de seus domínios originais (RIBEIRO et al., 2009). A FA representava cerca de 17% deste bioma e, embora seja considerada como integrante à MA (AB'SABER, 2003) apresenta características distintas tanto de sua fauna e flora quanto em relação aos processos ecológicos e fisionômicos (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; CONTE, 2010; VASCONCELOS et al., 2014). Sua anurofauna é bem característica e são reconhecidas 13 famílias distribuídas em 125 espécies, das quais 13 são consideradas endêmicas (CONTE, 2010). Atribui-se que as restrições para uma maior diversidade de anuros na FA, bem como o padrão de distribuição

das espécies, estejam associadas ao clima, o qual apresenta frequentes geadas nos meses mais frios do ano (CONTE, 2010; VASCONCELOS et al., 2014).

Neste sentido, o primeiro capítulo teve o objetivo determinar quais são as variáveis ambientais mais importantes para explicar a diversidade taxonômica e filogenética de anuros na Floresta com Araucária. Além disto, testamos dentre as principais hipóteses sobre os padrões de diversidade a que melhor se ajustam aos padrões de diversidade observados para anuros na Floresta com Araucária. Já no segundo capítulo nosso objetivo foi identificar áreas prioritárias para conservação de anuros para a FA. Selecionamos estas áreas através da criação de um índice de priorização espacial. Nosso índice incorpora e equaliza diferentes aspectos da conservação, como características associada a diversidade local e atributos das espécies bem como, características associada a área como remanescentes naturais, unidades de conservação e fatores sociais (e.g. densidade populacional e áreas antrópicas).

REFERÊNCIAS

- AB' SABER, A. **Os domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003
- BORNSCHEIN, M. R. et al. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from Santa Catarina, southern Brazil. **PeerJ**, v. 4, p. e2629, 2016.
- BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, Londres, v. 274, n. 1614, p. 1167-1173, 2007.
- CHASE, J. M.; MYERS, J. A. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 366, n. 1576, p. 2351–2363, 2011.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 1-11, 2009.
- CONDEZ, T. H.; DE CARLI MONTEIRO, J. P.; COMITTI, E. J.; et al. A new species of flea-toad (Anura: Brachycephalidae) from southern Atlantic Forest, Brazil. **Zootaxa**, Auckland, v. 4083, n. 1, p. 40–56, 2016.
- CONTE, C. E. **Diversidade de anfíbios da Floresta com Araucária**. 118 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas,

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2010.

CONTE, C.E. et al. A new species of *Scinax* Wagler (Anura: Hylidae) from Paraná, Southern Brazil. **Zootaxa**, Auckland v. 4193, n. 2, p. 245–265, 2016. doi: 10.11646/zootaxa.4193.2.3

DE BASTIANI, V. I. M.; GARCIA, P. C. DE A.; LUCAS, E. M. *Crossodactylus schmidtii* Gallardo, 1961 (Anura: Hylodidae) in Santa Catarina state, Southern Brazil: A new record and comments on its conservation status. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 8, n. 2, p. 262–263, 2012.

DUELLMAN, W. E. Distribution Patterns of Amphibians in South America. In: _____ **Patterns of Distribution of Amphibians**. Baltimore and Londres: The Johns Hopkins University Press, 1999. p. 255-327.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore e Londres: The John Hopkins University Press, 1994.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 1-10, 1992.

FERREIRA, R. B. et al. The first bromeligenous species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil's Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, 2015.

FONTANA, R. B; SANGALLI, L.; ZANELLA, N. Distribution extension of *Hypsiboas curupi* Garcia, Faivovich & Haddad, 2007 (Amphibia: Anura: Hylidae) for Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Check List Journal of Species Lists and Distribution**, v. 13, n. 1, p. 2044, 2017.

FRITZ, S. A.; RAHBEK, C. Global patterns of amphibian phylogenetic diversity. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 39, n. 8, p. 1373–1382, 2012.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 220, 2000.

HADDAD, C.F.B. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica – diversidade e biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.

HAWKINS, B. A. et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, Washington, v. 84, n. 12, p. 3105-3117, 2003

HELMUS, M. R. et al. Phylogenetic measures of biodiversity. **The American Naturalist**, Chicago, v. 169, n. 3, p. E68–E83, 2007.

LEIVAS, P. T.; HIERT, C. Anuran richness in remnants of Araucaria forest, Paraná, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 9, n. February, p. 15–21, 2016.

LUCAS, E. M.; GARCIA, P. C. A. Amphibia, Anura, Hylidae Rafinesque, 1815 and Hylodidae Gunther, 1858: Distribution extension and new records for Santa Catarina, southern Brazil. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 7, n. 1, p. 013–016, 2011.

MACHADO, I. F. et al. Distribution extension of *Vitreorana uranoscopa* (Anura: Centrolenidae) in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, n. July, p. 443–446, 2014.

MONTEIRO, J. P. C.; COMITTI, E. J.; LINGNAU, R. First record of the torrent frog *Hylodes heyeri* (anura, Hylodidae) in Santa Catarina State, South Brazil and acoustic comparison with the cryptic species *Hylodes perplicatus* (Anura, Hylodidae). **Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 4, p. 93–99, 2014.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 2000.

NORI, J. et al. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 191, p. 367–374, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, Medford, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.

PIE, M. R.; RIBEIRO, L. F. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from the Quiriri mountain range of southern Brazil. **PeerJ**, v. 3, p. e1179, 2015.

QIAN, H. Environment-richness relationships for mammals, birds, reptiles, and amphibians at global and regional scales. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 629–637, 2010.

RIBEIRO, L. F. et al. Seven new microendemic species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from southern Brazil. **PeerJ**, v. 3, p. e1011, 2015.

RIBEIRO, L. F. et al. Two new species of the *Brachycephalus pernix* group (Anura: Brachycephalidae) from the state of Paraná, southern Brazil. **PeerJ**, v. 5, p. e3603, 2017.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.29, 2009.

RICKLEFS, R. E. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, Washington v. 235, p. 167–171, 1987.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian amphibians: list of species. **Herpetologia Brasileira**, São Paulo, Sociedade Brasileira de Herpetologia, v. 3, n. 2, p. 37–48, 2014.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2005.

SIQUEIRA, C. C. et al. Anurans from two high-elevation areas of Atlantic Forest in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, Curitiba, v. 28, n. 4, p. 457–464, 2011.

STUART, S. N. et al. **Threatened Amphibians of the World**. Barcelona: Lynx Edicions; Gland: IUCN; Arlington: Conservation International, 2008.

TOLEDO, L. F.; BATISTA, R. F. Integrative Study of Brazilian Anurans: Geographic Distribution, Size, Environment, Taxonomy, and Conservation. **Biotropica**, Medford, v. 44, n. 6, p. 785–792, 2012.

VASCONCELOS, T. S. et al. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. **PloS One**, v. 9, n. 8, p. e104130, 2014.

VITT, L. J. et al. C. Amphibians as harbingers of decay. **BioScience**, Oxford, v. 40, n. 6, p. 418, 1990.

WELLS, K. D. **The ecology and behavior of amphibians**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

ZANELLA, N. et al. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: First record for Brazil. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 3, n. 2, p. 104, 2007.

ZINA, J.; DE SÁ, F. P.; PRADO, C. A. P. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas raniceps* Cope, 1862: Distribution extension. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 6, n. 2, p. 230–231, 2010.

CAPÍTULO 1

PADRÃO DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA

RESUMO

A diversidade não se distribui aleatoriamente no espaço e no tempo e diferentes hipóteses foram sugeridas para explicar como os padrões de diversidade podem se formar, baseando-se em fatores, processos e mecanismos distintos. Dentre os principais mecanismos, destacam-se aqueles que associam os padrões de diversidade às variáveis climáticas contemporâneas e as características físicas do ambiente. Diferentes estudos, tanto em gradiente de escala local quanto global, têm relacionado maiores diversidades de anuros em regiões com as maiores médias de temperatura e umidade. Por outro lado, dependendo da região de estudo as variáveis ambientais mais importantes na explicação no padrão de diversidade em anuros podem ser diferentes. Desta forma, o entendimento de como e quais são os mecanismos subjacentes na geração e manutenção dos diferentes componentes da diversidade, taxonômico e filogenético, é imprescindível frente a constante perturbação dos ambientes naturais. Neste sentido, testamos cinco hipóteses (disponibilidade de energia, dinâmica de água-energia; produtividade; heterogeneidade ambiental; e restrição climática) para explicar os padrões de diversidade de anuros na Floresta com Araucária (FA), Brasil. Para isto, obtivemos os registros de ocorrência das espécies de anuros através de bancos de dados *online* e visita em coleções herpetológicas. Para obtermos a diversidade taxonômica, sobreposmos quadrículas de 0,25 graus de latitude e longitude ao longo da FA. Calculamos a diversidade filogenética com índice de Faith a partir de uma filogenia datada para anfíbios. Seleccionamos 12 variáveis ambientais associadas aos padrões de diversidade e à mecanismos ecológicos que influenciam aspectos fisiológicos e de dispersão em anuros. Utilizamos modelos de regressão espacial autocorrelacionada para testar qual hipótese e variáveis são mais importantes para explicar a variação na diversidade ao longo da FA. Nossos resultados demonstraram que ambas diversidades apresentaram o mesmo padrão espacial e foram relativamente constantes ao longo da porção leste da FA. O gradiente de riqueza latitudinal não foi observado, enquanto que há um gradiente longitudinal, com maiores diversidades da região oeste para leste. O modelo que melhor explicou ambas diversidades foi o global, sendo as variáveis média da temperatura anual e a temperatura mínima no mês mais frio do ano que melhor explicaram a variação. Nossos resultados demonstram que a diversidade de anuros na FA foi melhor explicada pelas hipóteses de disponibilidade de energia e restrição climática. Esses resultados reforçam estudos prévios de que o clima é um fator determinante e, possivelmente, limitante ao padrão de diversidade de anuros em FA. Neste sentido, a estruturação das comunidades de anuros em FA assemelha-se àquelas observadas em regiões temperadas e sugerimos que isto decorra devido às peculiaridades climáticas em FA.

Palavras-chave: Anfíbios. Índice de Faith. Mata Atlântica. Floresta Ombrófila Mista. SAR.

ABSTRACT

Diversity is not randomly distributed in space and time, and different hypotheses have been suggested to explain how patterns of diversity can form, based on different factors, processes, and mechanisms. Among the main mechanisms, we highlight those which associate diversity patterns with contemporary climatic variables and physical characteristics of the environment. Different studies, in a local to global scale gradient, have related higher anuran diversity in regions with higher averages in temperature and humidity. On the other hand, depending on the region of study, the most important environmental variables in the explanation of the pattern of diversity in anurans may be different. In this way, the understanding of how and what are the underlying mechanisms in the generation and maintenance of the different components of taxonomic and phylogenetic diversity is imperative in the face of constant disturbance of natural environments. In this sense, we tested five hypotheses (energy availability, water-energy dynamics, productivity, environmental heterogeneity, and climate constraints) to explain the diversity patterns of anurans in the *Floresta com Araucária* (FA), Brazil. We obtained records of the occurrence of species of anurans through online databases and visited herpetological collections. To obtain the taxonomic diversity, we overlap a grid of the 0.25 degree latitude and longitude along the FA. We calculated the phylogenetic diversity with the Faith's Phylogenetic Diversity index from a phylogeny dated for amphibians. We selected 12 environmental variables associated with diversity patterns and ecological mechanisms that influence physiological and dispersal aspects in anurans. We used autocorrelated spatial regression models to test which hypothesis and variables are most important to explain the variation in diversity across the FA. Our results demonstrated that both diversities showed the same spatial pattern and were relatively constant along the eastern portion of the AF. The latitudinal richness gradient was not observed, whereas there is a longitudinal gradient with greater diversity from west to east. The model that best explained both diversities was global, being the variables mean in annual temperature and in minimum temperature during the coldest month of the year that which best explained the variation. Our results demonstrate that the diversity of anurans in the FA was better explained by the energy and the climate constraints hypotheses. These results reinforce previous studies that climate is a determining factor and it is possibly constraining the pattern of anurans diversity in the FA. In this sense, the structure of the anurans communities in the FA resembles those observed in temperate regions, and we suggest this happens due to the climatic peculiarities in FA.

Keywords: Amphibians. Faith's Phylogenetic Diversity index. Atlantic Forest. Mixed Ombrophilous Forest. SAR.

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade não se distribui aleatoriamente no espaço e no tempo e diferentes hipóteses foram sugeridas para explicar como os padrões de diversidade podem se formar, baseando-se em fatores, mecanismos e processos distintos (GASTON, 2000). De modo geral, existem pelo menos 30 hipóteses sobre a origem dos padrões de diversidade (HAWKINS, 2001). No entanto, muitas destas hipóteses são complementares e até mesmo em raciocínios circulares (WILLIG; KAUFMAN; STEVENS, 2003).

Os primeiros estudos sobre os padrões de diversidade consideravam apenas a diversidade taxonômica (= riqueza de espécies; DT). No entanto, com essa abordagem desconsidera-se outros componentes da diversidade, como a diversidade filogenética (DF; MAGURRAN, 2004). Nessa perspectiva, ao incorporar a DF nas análises de comunidade incluímos um fator histórico, dado que a origem e diversificação dos clados são processos pretéritos (VELLEND, et al., 2011). Diferente da abordagem mais clássica, com o uso dos valores brutos de riqueza, a diversidade filogenética proporciona a cada espécie uma identidade e, portanto, as comunidades podem ser melhor avaliadas e diferenciadas quanto a sua composição (WEBB, 2000; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; VELLEND et al., 2011). Existem diferentes métricas de DF, como aquelas dependentes da riqueza, no qual o índice é dado pela soma do tamanho dos ramos de uma árvore para determinado conjunto de espécies em uma comunidade (e.g Índice de Faith; FAITH, 1992). Por outro lado, outras métricas são independentes da riqueza e o índice pode ser obtido pela soma ou a média da distância entre os pares do conjunto de espécies da comunidade alvo (MPD e MNTD; WEBB, 2000). A escolha da métrica irá depender da natureza dos dados (presença/ausência ou abundância) e a questão abordada no estudo, caso seja relacionada apenas a composição filogenética, quão filogeneticamente diferente são as comunidades avaliadas ou, menos comum, a quantificação da regularidade de espécies não relacionadas em uma ou mais comunidades (TUCKER et al., 2016).

Dentre as principais hipóteses sobre os padrões de diversidade, temos a disponibilidade de energia e dinâmica de água-energia (WRIGHT, 1983; O'BRIEN, 1993). Enquanto a primeira destaca a importância da entrada de energia (e.g. temperatura) para acelerar os processos de especiação e amenizar os de extinção.

A segunda difere-se apenas por adicionar a quantidade de água disponível no ambiente (e.g. precipitação) associada ao balanço energético, assim reforçando os processos de especiação e diminuindo os efeitos da extinção. Diferentes estudos associaram estas hipóteses aos padrões de riqueza em diferentes regiões do mundo (CURIE, 1991; HAWKINS et al., 2003; RODRÍGUEZ; BELMONTES; HAWKINS, 2005; QUIAN, 2010; SILVA et al., 2012). Em um estudo a partir de uma meta-análise sobre quais fatores são associados para explicar os padrões de diversidade para diferentes grupos biológicos (plantas, invertebrados e vertebrados), verificaram que a hipótese de dinâmica de água-energia apresenta o maior potencial na explicação da diversidade global (HAWKINS et al., 2003). Contudo, verificaram também que há uma mudança latitudinal em relação a importância relativa dos componentes e hipóteses na explicação da diversidade. Por exemplo, a disponibilidade energética foi a principal hipótese relacionada a diversidade em altas latitudes do hemisfério norte, enquanto que no hemisfério sul houve a tendência para a hipótese de dinâmica de água-energia (HAWKINS et al., 2003).

Outras hipóteses como as de produtividade e heterogeneidade ambiental também podem ser importantes mecanismos a serem considerados. A primeira baseia-se que a diversidade animal é dependente primariamente da conversão de energia em produção primária pelos produtores (HUTCHINSON, 1959; WRIGHT, 1983). A hipótese de heterogeneidade ambiental prediz que ambientes que apresentam maior gama de habitat tendem a ter maior capacidade para abrigar uma maior diversidade, sendo formada por espécies com diferentes adaptações e pertencentes a diferentes grupos funcionais (PIANKA, 1966; KERR et al., 2001; MELO; RANGEL; DINIZ-FILHO, 2009). Recentemente foi apontado que os micro-habitat favorecem a diversificação nas famílias em anuros (MOEN; WIENS, 2017). Outro fator importante que afeta a diversificação é relacionado a hipótese de restrição climática (=estabilidade climática), em que quanto maior for a estabilidade climática de uma região, seja pelas temperaturas e níveis de precipitação e umidade, maior será sua diversidade (CARNAVAL et al., 2009; OLIVEIRA; DINIZ-FILHO, 2010; DINIZ-FILHO et al. 2013). Devido aos fatores ambientais considerados, esta hipótese também é associada a causas secundárias por englobar efeitos relacionados com a variação da temperatura e umidade da região (DINIZ-FILHO et al., 2013). Portanto, dificilmente haverá uma única explicação para

a estruturação das comunidades e formação dos padrões de diversidade (GASTON, 2000; HAWKINS, 2001; WHITTAKER; WILLIS; FIELD, 2001).

A Mata Atlântica (MA) apresenta uma das maiores taxas de riqueza de espécies de anuros (HADDAD et al., 2013). A elevada biodiversidade e endemismo observados na MA é relacionado à diferentes características deste bioma, como sua grande extensão longitudinal e latitudinal na qual abriga diferentes níveis topográficos (heterogeneidade ambiental) e domínios morfoclimáticos, os quais resultam em distintas ecorregiões (RIBEIRO et al., 2009; VASCONCELOS et al., 2010; VASCONCELOS et al., 2014). Esses aspectos da MA contribuem para diferenciação e caracterização de sua anurofauna por ecorregião (VASCONCELOS et al., 2014). Além disto, diferentes estudos têm demonstrado que a precipitação é a principal preditora da diversidade neste bioma (VASCONCELOS et al., 2010; SILVA et al., 2012). Por exemplo, foi observado que uma maior diversidade taxonômica, filogenética e de modos reprodutivos em anuros foram relacionadas à sítios cujos os níveis de precipitação foram mais altos (VASCONCELOS et al., 2010; SILVA et al., 2012). Estes resultados são concordantes dado que aspectos fisiológicos e reprodutivos neste grupo são fortemente afetados pela umidade local (DUELLMAN; TRUEB, 1994; WELLS, 2007). No entanto, em estudos de comunidades de anuros ao longo da Floresta com Araucária (FA), uma ecorregião de MA, foi demonstrado que os principais fatores que influenciam a riqueza, abundância e atividade reprodutiva estão relacionadas as temperaturas médias e mínimas (CONTE; ROSSA-FERES, 2006; CONTE, 2010; ZANELLA et al., 2013). Nesta região em específico, existe uma sazonalidade marcada e médias de temperaturas mínimas menores em relação as outras ecorregiões em MA (LEITE, 1990; CONTE, 2010). Neste sentido, têm-se atribuído que as restrições para uma maior diversidade de anuros na FA estejam associadas às suas características morfoclimáticas (CONTE, 2010; VASCONCELOS et al., 2014).

A Floresta com Araucária, ou Floresta Ombrófila Mista, encontra-se reduzida a cerca de 3% de sua cobertura original e menos de 1% de seus remanescentes são considerados em estágio avançado de sucessão florestal. Aliado a isto, apenas 0,39% de sua extensão original estão protegidas em unidades de conservação (RIBEIRO et al., 2009). Neste sentido, sua anurofauna encontra-se extremamente ameaçada (SILVANO; SEGALLA, 2005). Para a FA são reconhecidas 13 famílias distribuídas em 125 espécies de anuros, dos quais 13 são endêmicos (CONTE,

2010). Desta forma, o entendimento de como e quais são os mecanismos subjacentes na estruturação da diversidade de anuros são prioridades caso queiramos compreender e prever possíveis perturbações a estes padrões de diversidade (RICKLEFS, 1987; ARAÚJO; PEARSON, 2005).

Desta forma, nosso objetivo foi mapear o padrão de diversidade taxonômico e filogenético de anuros na Floresta com Araucária na região sudeste e sul do Brasil. Além disto, testamos as seguintes hipóteses sobre os padrões de diversidade para os anuros na FA: disponibilidade de energia, dinâmica de água-energia; produtividade; heterogeneidade ambiental; e restrição climática.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

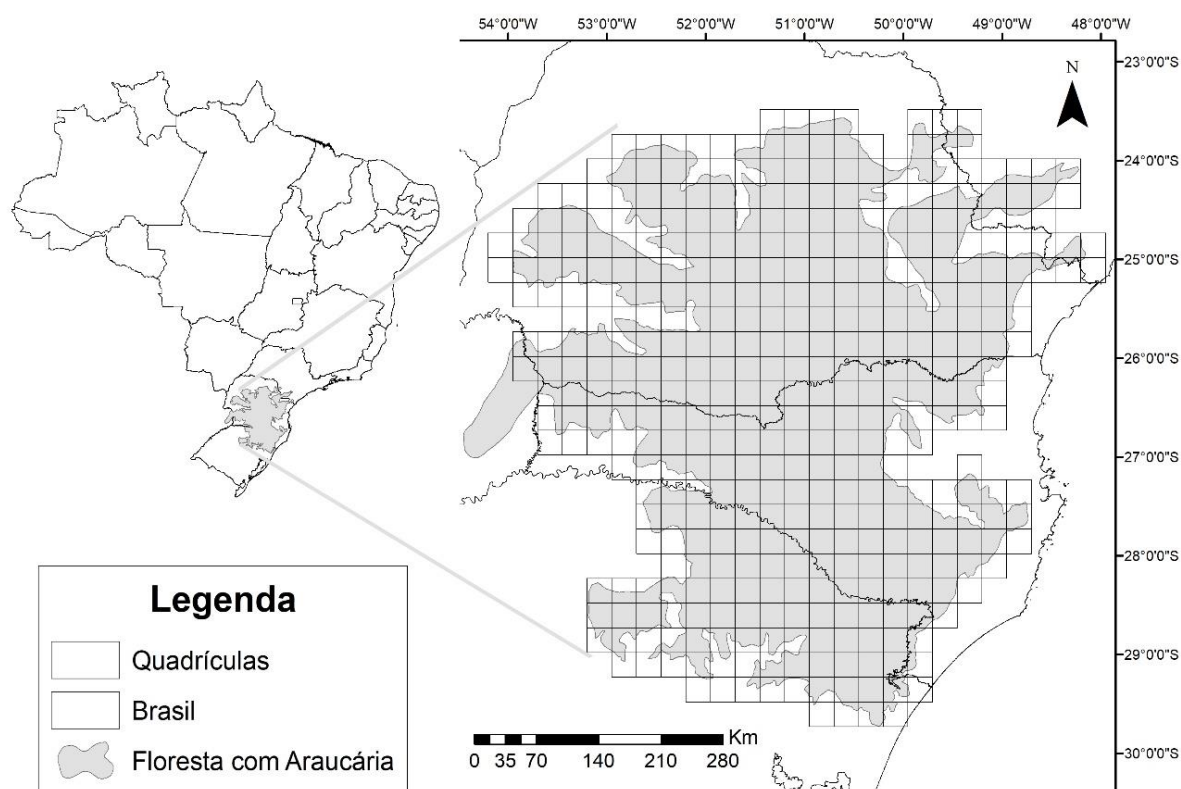
2.1 ÁREA DE ESTUDO E REGISTRO DAS ESPÉCIES DE ANUROS

A área de estudo é a Floresta com Araucária, ecossistema típico da região subtropical do Brasil e de forma menos expressiva na região de Misiones, Argentina (AB'SABER, 2003; Figura 1). Sua extensão, no planalto Sul-Brasileiro, cobria originalmente uma área entre 200.000 a 250.000 km², o qual abrangiam os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (KLEIN, 1960; RIBEIRO et al., 2009). Ainda, alguns relictos ocorriam nas regiões mais altas da Serra da Mantiqueira, entre os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santos (HUECK, 1953; LEITE; KLEIN, 1990). O clima na FA é definido como subtropical úmido, com influência de massas quentes e úmidas do oceano, com frequentes geadas nos meses mais frios (LEITE, 1990).

Obtivemos os dados de ocorrência para os anuros através de visita às coleções científicas e consulta à base de dados *online SpeciesLink* (Apêndice 1). Como critério de inclusão dos registros nas análises, consideramos apenas aqueles que estivessem inseridos na área de ocorrência da FA na região do Brasil (OLSO et al., 2001; <https://www.worldwildlife.org/publications/terrestrial-ecoregions-of-the-world>). Excluímos das análises os registros que fossem duvidosos, tanto em relação a taxonomia quanto a localidade. Desta forma, utilizamos 14.146 registros, dos quais 8.544 foram a partir das visitas aos museus e 5.602 da base de dados online SpeciesLink. Obtivemos a riqueza de espécies (= Diversidade Taxonômica, DT) sobrepondo, ao longo da FA, quadrículas de 0,25° graus de longitude e latitude,

totalizando 416 quadrículas (Figura 1). Após isto, utilizamos apenas as quadrículas em que a DT foi igual ou superior a cinco espécies. Adotamos este procedimento, pois é improvável que existam comunidades de anuros com uma riqueza tão baixa na área de estudo (CONTE et al., 2010; RODRIGUES; DINIZ-FILHO et al., 2017). Além disto, esta é uma estratégia que visa diminuir vieses estatísticos (e.g. VALDUJO; CARNAVAL; GRAHAM, 2013). Por fim, as DTs obtidas foram transformadas por Log_{10} , após realizarmos o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade (DORMANN et al., 2007).

FIGURA 1 – MAPA DO BRASIL DESTACANDO A FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO PAÍS COM QUADRÍCULAS DE 0,25° DE LATITUDE E LONGITUDE.



FONTE: O autor (2018).

2.2 DIVERSIDADE FILOGENÉTICA

Calculamos a diversidade filogenética (DF) pelo índice de Faith a partir de uma filogenia datada para anfíbios (FAITH, 1992; PYRON, 2014). Verificamos que algumas espécies não constavam na filogenia ($n = 50$ espécies; 33,11%) e, portanto, as inserimos manualmente em politomias nos seus respectivos grupos taxonômicos (SILVA; ALMEIDA-NETO; ARENA, 2014). Nesta situação, o tamanho do ramo das

politomias manteve-se igual as espécies-irmãs do grupo. Quando na filogenia apenas uma espécie do grupo estava presente, inserimos a espécie faltante como táxon irmão, seguindo a lógica do algoritmo BLADJ, no qual o ramo é dividido pela metade (WEBB; ACKERLY; KEMBEL, 2008). Embora tenhamos conhecimento que existem diferentes abordagens para resolução de politomias em uma filogenia, nosso estudo não visa tratar sobre as hipóteses evolutivas, mas sobre aspectos ecológicos na formação das comunidades (SILVA; ALMEIDA-NETO; ARENA, 2014). Ainda, a inserção de ramos terminais não afetam significativamente as análises de diversidade filogenética dado que são táxons recentes e que seus comprimentos de ramos são curtos (SWENSON, 2009). Para todas estas novas inserções, consultamos diferentes fontes de hipóteses filogenéticas (HEYER, 1983; FAIVOVICH et al., 2005; NUIN; DO VAL, 2005; DE SÁ et al., 2014; FROST, 2017). Todos os procedimentos descritos acima foram executados em ambiente R 3.4.2 com os pacotes adephylo, ape, caper, GUniFrac, picante, PCPS, phytools, PVR, SYNCSA e vegan (R CORE TEAM, 2017).

2.3 HIPÓTESES E VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Selecionamos 12 variáveis ambientais associadas aos padrões de diversidade para diferentes grupos biológicos e à mecanismos ecológicos que influenciam aspectos fisiológicos e de dispersão em anuros (Tabela 1; GASTON, 2000; RODRÍGUEZ; BELMONTES; HAWKINS, 2005). Desta forma, a partir das quadrículas, extraímos os valores das variáveis abióticas. Dependendo da hipótese para qual a variável foi selecionada, extraímos a média ou desvio padrão. Assim, utilizamos os prefixos “m” ou “std” no início do nome das variáveis (e.g. mtemp). Padronizamos todas as variáveis pela média e dividimos pelo seu desvio padrão de maneira que seus efeitos sobre a DT e DF pudessem ser comparados diretamente e melhor interpretados. Desta maneira, selecionamos as seguintes variáveis de acordo com suas respectivas hipóteses (Tabela 1): (i) *Disponibilidade de Energia*, utilizamos a média da temperatura anual (mtemp) e evapotranspiração potencial (mpet); (ii) *Dinâmica Água-Energia*, utilizamos a média de precipitação anual (mprec) e a taxa de evapotranspiração real (maet); (iii) *Produtividade*, utilizamos a média da rede de produtividade primária anual (mnpp). Esta variável foi transformada em $\text{Log}_{10}+1$, de maneira a aproximar da distribuição normal; (iv) *Heterogeneidade Ambiental*,

utilizamos o desvio padrão da altitude (stdalt), cobertura de vegetação (stdcanopy) e uso de solo (stdlandcover). As variáveis desvio padrão da altitude e desvio padrão do uso de solo foram transformadas em $\text{Log}_{10}+1$, de maneira a aproximarem da distribuição normal; e (v) *Restrição Climática*, utilizamos o coeficiente de variação da média de temperatura anual (cftemp), desvio do coeficiente de precipitação sazonal (stdprecsaz), temperatura mínima no mês mais frio do ano (mintemp) e seu desvio padrão (stdmintemp). O desvio do coeficiente de sazonalidade foi transformado em $\text{Log}_{10}+1$, de maneira a aproximar da distribuição normal.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

De forma avaliar o padrão de diversidade em relação aos gradientes latitudinais e longitudinais, realizamos análises de correlação linear. Estas análises foram realizadas em ambiente R 3.4.2 (R CORE TEAM, 2017). Utilizamos modelos de regressão espacial autocorrelacionada (SAR - *simultaneous autoregressive models*) para testar as hipóteses relacionadas a diversidade taxonômica e filogenética em relação as variáveis preditoras. Executamos as análises no *software* livre *Spatial Analysis in Macroecology* (RANGEL; DINIZ-FILHO; BINI, 2010). Uma das vantagens de utilizar esta abordagem, em relação a outros métodos de regressão linear, é por adicionar a estrutura espacial na criação dos modelos (DORMANN et al., 2007; DINIZ-FILHO et al., 2013). Desta forma, são removidos possíveis efeitos da autocorrelação espacial entre as variáveis preditoras e resposta, diminuindo erros do tipo I (DORMANN et al., 2007). De forma a evitar que os modelos perdessem poder de explicação, realizamos uma análise de inflação da variância (VIF) entre as variáveis preditoras, no qual consideramos valores limites de $\text{VIF} < 10$ como adequados para construção dos modelos (QUINN; KEOUGH, 2002). Assim, as variáveis cftemp e stdmintemp apresentaram colinearidade e excluímos dos modelos. Por fim, selecionamos e classificamos os melhores modelos por dois critérios: (I) valor de probabilidade (p); e, posteriormente, (II) pelo seu poder de explicação (r^2).

TABELA 1 – SUMÁRIO DAS VARIÁVEIS E HIPÓTESES TESTADAS PARA EXPLICAR OS PADRÕES DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO BRASIL.

Variáveis preditoras	Acrônimo	Hipóteses	Resolução	Fonte
Média de Temperatura Anual	mtemp	Disponibilidade de Energia	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current
Média de Evapotranspiração Potencial Anual	mpet	Disponibilidade de Energia	~1km	Trabucco e Zomer (2009) - http://www.cgiar-csi.org/data/global-aridity-and-pet-database
Média de Precipitação Anual	mprec	Dinâmica Água-Energia	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current
Média de Evapotranspiração Real Anual	maet	Dinâmica Água-Energia	~1km	Trabucco e Zomer (2010) - http://www.cgiar-csi.org/data/global-high-resolution-soil-water-balance
Média da Rede de Produtividade Primária Anual	mnpp	Produtividade	~28km	Imhoff et al. (2004) - http://sedac.ciesin.columbia.edu/es/hanpp.html
Desvio Padrão da Altitude	stdalt	Heterogeneidade Ambiental	~1km	https://topotools.cr.usgs.gov/gmted_viewer/index.php
Desvio Padrão da Cobertura de Vegetação	stdcanopy	Heterogeneidade Ambiental	~1km	Simard et al. (2011) - https://webmap.ornl.gov/ogc/dataset.jsp?ds_id=10023
Desvio Padrão do Uso de Solo Atual	stdlandcover	Heterogeneidade Ambiental	~1km	Latham et al. (2014) - http://www.fao.org/uploads/media/glc-share-doc.pdf
Coeficiente de Variação da Média de Temperatura Anual	cftemp	Restrição Climática	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current
Temperatura Mínima nos Mês Mais Frio do Ano	mintemp	Restrição Climática	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current
Desvio Padrão da Temperaturas Mínima no Mês Mais Frio do Ano	stdmintemp	Restrição Climática	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current
Desvio Padrão do Coeficiente da Precipitação Sazonal	stdprec saz	Restrição Climática	~1km	Hijmans et al. (2005) - http://www.worldclim.org/current

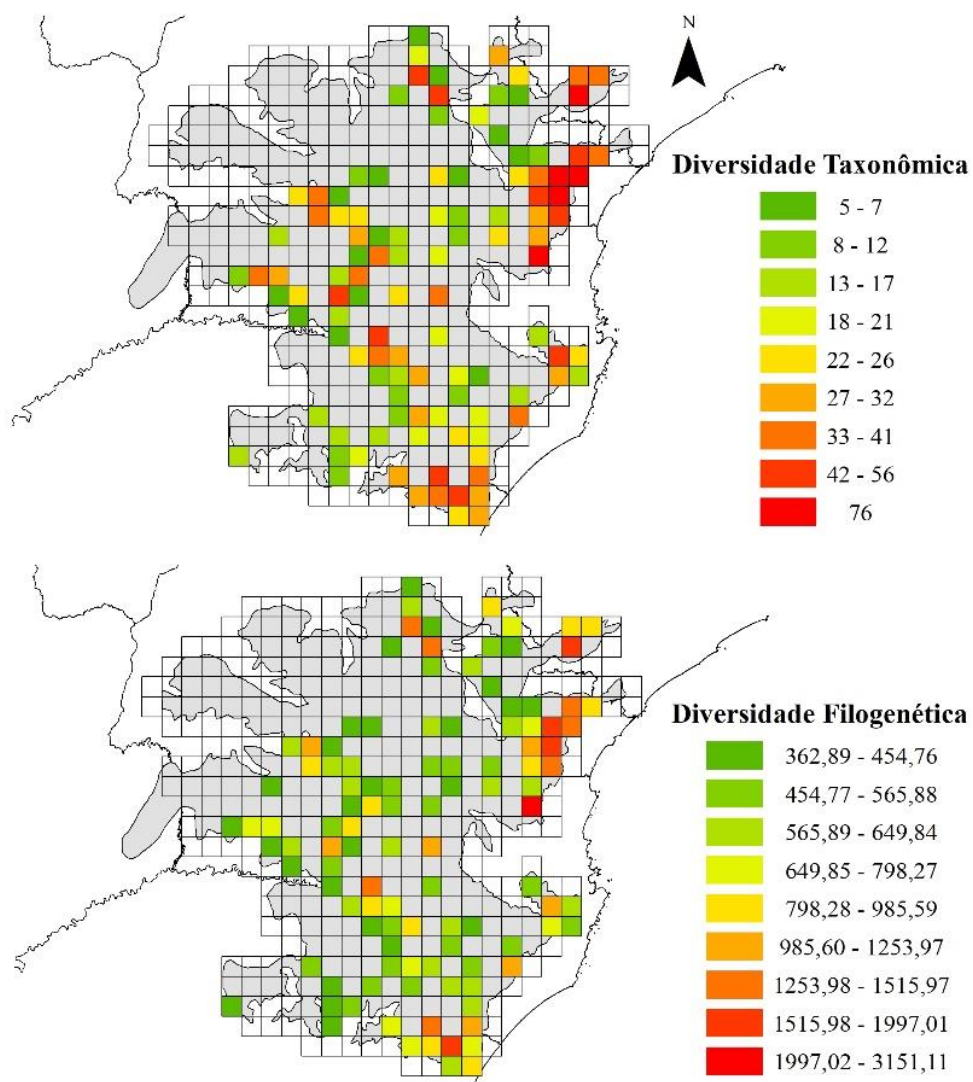
FONTE: O autor (2018).

3 RESULTADOS

Dentre as 416 quadrículas, apenas 110 quadrículas apresentaram registros superiores ou igual a cinco espécies, sendo 76 espécies a maior diversidade taxonômica observada. A diversidade filogenética variou entre 362,89 e 3.151,1 ($\mu = 996,4 \pm 417,49$). Registramos 152 espécies de anuros distribuídas em 13 famílias na Floresta com Araucária. A família que apresentou maior riqueza foi Hylidae (n = 63 espécies), seguida por Leptodactylidae (n = 26 espécies), Bufonidae (n = 16), Brachycephalidae (n = 12) e Cycloramphidae (n = 11). As famílias com riqueza intermediária foram Hylodidae e Odontophrynidae com 7 e 6 espécies, respectivamente. As famílias com menor riqueza foram Centrolenidae e Microhylidae (n = 3 espécies cada), Hemiphractidae (n = 2) e Alsodidae, Ceratophryidae e Craugastoridae (n = 1 espécie cada).

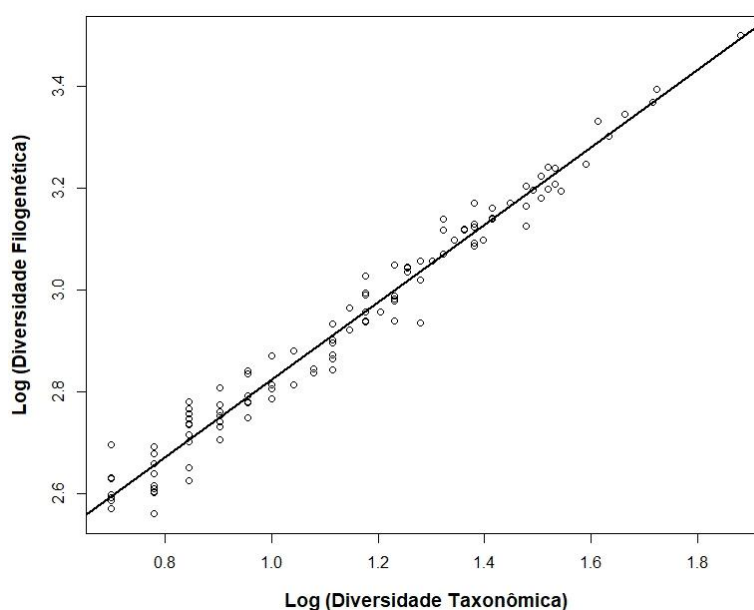
Ao longo da porção leste da FA foram observados os maiores valores para ambas as diversidades (Figura 2), as quais foram correlacionadas espacialmente ($r^2=0,97$; Figura 3). Não observamos um gradiente latitudinal (DT e DF $r^2 < 0,0001$; Figura 4). Por outro lado, observamos um gradiente longitudinal para ambas as diversidades (DT e DF, $r^2 = 0,15$ e $0,13$, respectivamente; Figura 4). Em relação ao teste de hipóteses, o modelo que melhor explicou a DT e DF foi o global (Tabela 2; Apêndice 2; Apêndice 3; Apêndice 4). Ao considerar o espaço, não houveram mudanças significativas na explicação dos modelos (Apêndice 2). Para ambas as diversidades, as variáveis do modelo global que melhor explicaram a variação foram a média da temperatura anual e a temperatura mínima no mês mais frio do ano (Tabela 2).

FIGURA 2 – PADRÃO DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO BRASIL.



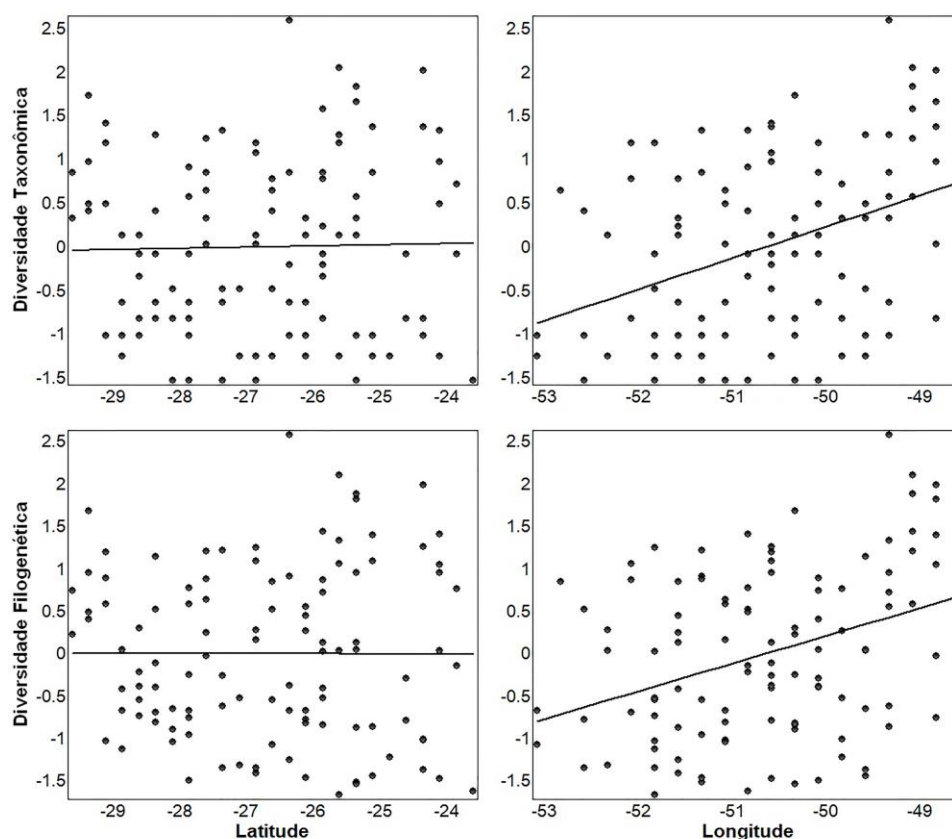
FONTE: O Autor (2018).

FIGURA 3 – RELAÇÃO DO PADRÃO DE DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO BRASIL.



FONTE: O Autor (2018)

FIGURA 4 – RELAÇÃO ENTRE AS DIVERSIDADES TAXONÔMICA (SUPERIOR) E FILOGENÉTICA (INFERIOR) COM A LATITUDE (CANTO ESQUERDO) E LONGITUDE (CANTO DIREITO) NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA. AMBAS DIVERSIDADES FORAM TRANSFORMADAS POR \log_{10} E PADRONIZADAS PELO SEUS DESVIOS PADRÕES.



FONTE: O Autor (2018)

TABELA 2 – RESULTADO DO MELHOR MODELO DE REGRESSÃO ESPACIAL AUTOCORRELACIONADA COM AS PREDIÇÕES PARA A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FILOGENÉTICA DE ANUROS NA FLORESTA ARAUCÁRIA.

Modelo	Variáveis (n = 10)	Diversidade Taxonômica		Diversidade Filogenética	
		β	t	β	t
Global	MTEMP	0,46	2,15	0,49	2,29
	MPET	-0,35	-1,53	-0,41	-1,78
	MPREC	0,21	1,25	0,24	1,39
	MAET	0,39*	-1,93*	-0,33	-1,63
	MNPP	0,14	1,24	0,14	1,27
	STDALT	-0,11	-0,84	-0,14	-1,06
	STDCANOPY	0,1	1,11	0,1	1,16
	STDLANDCOVER	0,15	1,4	0,16	1,41
	MINTEMP	-0,48	-3,16	-0,44	-2,89
	STDPRECSAZ	-0,01	-0,14	-0,01	-0,07
Valor total do modelo		F: 2,6 - p <0,01 - r ² 0,2		F: 2,3 - p<0,01 - r ² 0,19	

LEGENDA: Variáveis com os valores em negrito possuem p<0,05; “*” marginalmente significativo (p=0,06)

FONTE: O Autor (2018)

4 DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que há uma elevada riqueza de anuros na Floresta Ombrófila Mista, o que representa cerca de 29% do que é conhecido para o bioma Mata Atlântica (HADDAD et al., 2013). Embora o objetivo deste estudo não tenha sido a elaboração de uma lista de espécies, nós apresentamos um aumento de cerca de 22% a anurofauna ora conhecida para FA. Até o momento eram conhecidas 125 espécies de anuros (CONTE, 2010). Este aumento e a elevada riqueza pode ser associada a pelo menos três fatores. Primeiro, a FA apresenta uma alta heterogeneidade ambiental e topográfica, com a presença de paisagens distintas, como os campos de altitude (CRIVELLARI et al., 2014; GONÇALVES; CRIVELLARI; CONTE, 2015). Esta característica proporciona a ocorrência de espécies com hábitos campícolas, florestais e aquelas que ocorrem somente em altitudes mais elevadas (e.g. *Brachycephalus* spp.). Segundo, na última década, muitas espécies foram descritas, as quais pertenciam a complexos de espécies bem como, extensões de distribuição geográfica foram registradas para os domínios de FA (CASSINI; CRUZ; CARAMASCHI, 2010; CONTE et al., 2009, 2010; MONTEIRO; COMITTI; LINGNAU, 2014; PIMENTA; CARAMASCHI; CRUZ, 2014; SANTANA et

al., 2016; RIBEIRO et al., 2017). Cabe destacar que, constatamos que existem muitas espécies que apresentam taxonomia incerta (e.g. *Adenomera*, *Hypsiboas* gr. *pulchellus*; *Melanophryniscus* gr. *tumifrons*, *Scinax* gr. *ruber*). Neste sentido, podemos considerar que a diversidade de anuros em FA ainda é subestimada e, portanto, estudos direcionados a taxonomia destes complexos de espécies podem vir a aumentar a biodiversidade conhecida para a região. Por fim, podemos associar a diversidade observada as questões metodológicas deste estudo. Diferentes *layers* de FA podem apresentar limites distintos. Essas diferenças podem influenciar na riqueza total da região. Como consequência, os ecótonos tornam-se áreas sensíveis nestes tipos de estudos, uma vez que espécies que apresentam distribuições restrita a regiões de ecótono podem ou não, dependendo dos critérios e limites do ecossistema utilizados, serem incluídas no *pool* de espécies regional. Esta situação é evidente em relação ao ecótono de FA com a Floresta Ombrófila Densa, no qual muitas espécies são descritas para esta região de transição (e.g. *Brachycephalus* spp., *Cycloramphus* spp., *Adenomera* spp., *Hylodes* spp.). Além disto, a metodologia utilizada neste estudo difere do estudo de Conte (2010), o qual amostrou 16 localidades distribuídas ao longo dos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Portanto, nosso estudo apresentou uma maior amplitude espacial de amostragem, de modo que resultou em um maior número de espécies observadas.

Não observamos aumento da diversidade em relação ao gradiente latitudinal em FA. Isso se deve, principalmente, à escala de estudo (WILLIS; WHITTAKER, 2002; WILLIG; KAUFMAN; STEVENS, 2003). A FA estende-se à cerca de 7° graus de norte a sul de modo que apenas uma pequena parcela de variação latitudinal é abrangida em seus domínios. Quando verificamos o gradiente longitudinal, observamos que há uma relação de maiores diversidades das regiões oeste para leste. Esta situação era esperada dado que na região leste de FA há o contato com a Floresta Ombrófila Densa, em que há um maior compartilhamento de espécies entre essas ecorregiões. Por outro lado, esse mesmo cenário poderia ser esperado para a região oeste, em que a FA limita-se com a Floresta Estacional Semidecidual. No entanto, a região oeste carece de informações sobre a ocorrência das espécies. Em virtude desta limitação, possivelmente, não foi possível verificar se há também um aumento da diversidade nesta região. Portanto, a princípio temos um padrão linear de aumento da diversidade da região oeste para leste. Este mesmo padrão já foi observado para a MA (TOLEDO; BATISTA, 2012). Toledo & Batista (2012)

associaram este padrão principalmente a uma maior concentração de taxonomistas e esforço amostral na região leste de MA (TOLEDO; BATISTA, 2012; OLIVEIRA et al., 2016). Desta forma, à luz de novas informações, principalmente da região oeste, poderíamos verificar com maior detalhe se o padrão longitudinal em FA apresenta de fato uma relação linear ou em forma concâva (*hump-shape*).

Outro ponto que deve ser considerado quanto a falta de informações sobre a ocorrência das espécies diz respeito aos vieses de coleta (OLIVEIRA et al., 2016). Existem regiões em FA que foram historicamente bem amostradas, como o caso dos municípios de Corupá (=Humboldt) e São Bento do Sul, Santa Catarina (=76 espécies). Esta região em específico é a localidade tipo de muitas espécies registradas em FA (e.g. *Aplastodiscus ehrhardti* (Müller, 1924), *Hylodes perplicatus* (Miranda-Ribeiro, 1926), *Hypsiboas semiguttatus* (A. Lutz, 1925), *Cycloramphus bolitoglossus* (Werner, 1897), *C. diringshofeni* Bokermann, 1957, *Rhinella henseli* (A. Lutz, 1934), *Vitreorana uranoscopa* (Müller, 1924)) e, em alguns casos, a única região onde as espécies foram registradas (e.g. *C. diringshofeni*, *C. duseni* (Andersson, 1914), *C. izecksohni* Heyer, 1983, *Aplastodiscus* sp. 5). Por outro lado, como observado pelos nossos resultados, existem muitas regiões de FA em que as informações básicas de presença de espécies são incipientes e até mesmo inexistentes. Essa situação, conhecida como déficit Wallaceano, é uma constante em regiões Neotropicais e pode mascarar a diversidade de uma região (LOMOLINO, 2004; OLIVEIRA et al., 2016). Uma alternativa de contornar esta situação é através da modelagem de nicho para todas as espécies registradas para região. Esta abordagem, embora apresente algumas críticas quanto a construção dos modelos de predição, é uma forma de se obter informações para regiões com inventários incipientes, de modo que possam ser contempladas nas análises sobre os padrões de diversidade (ARAÚJO; GUIAN, 2006; DORMANN, 2007; BEALE; LENNON, 2012; CARVALHO et al., 2017; HERKT; SKIDMORE; FAHR, 2017).

As diversidades taxonômica e filogenética de anuros na FA foram melhor explicadas pelo modelo global e, como observado, a temperatura média anual apresentou uma relação positiva, enquanto que a temperatura mínima apresentou uma relação negativa. Em um estudo realizado ao longo da Mata Atlântica, foi encontrado que as comunidades de anuros são distintas para cada ecorregião deste bioma (VASCONCELOS et al., 2014). Em específico, a comunidade de anuros em FA foram caracterizadas devido as menores temperaturas e precipitação bem

distribuída ao longo do ano em relação as outras ecorregiões comparadas neste estudo (VASCONCELOS et al., 2014). Neste sentido, nosso estudo corrobora a hipótese de que a estruturação das comunidades de anuros em FA são influenciadas pela temperatura (CONTE, 2010; VASCONCELOS et al., 2014). Por outro lado, não observamos para ambas as diversidades uma relação com a sazonalidade da precipitação (VASCONCELOS et al., 2014). A diferença com nossos resultados pode estar associada à dois fatores. Nosso estudo utilizou os pontos de ocorrência das espécies, enquanto que Vasconcelos et al. (2014) utilizaram os mapas de distribuições disponibilizadas pela IUCN. A base de dados da IUCN é uma importante fonte para estudos em escalas maiores (SILVA; PROVETE; HAWKINS, 2016). Contudo, existem erros de comissão e omissão das espécies nestes dados (CONTE et al., 2010; HERKT; SKIDMORE; FAHR, 2017). Desta forma, esse fator pode superestimar possíveis relações oriundas das análises estatísticas, as quais sob os dados de ocorrência não sejam possíveis se detectarem (HERKT; SKIDMORE; FAHR, 2017). Outro fator que também pode ter influenciado essa diferença é a questão da escala-dependência (GASTON, 2000; WILLIS; WHITTAKER, 2002). Nosso estudo utilizou quadriculas com extensão de cerca de 25 km (0,25° graus), enquanto que Vasconcelos et al. (2014) utilizaram quadriculas de 50 km (~0,5° graus). Assim, diferentes propriedades podem emergir da relação das variáveis abióticas com a diversidade de acordo com a resolução das quadriculas utilizadas (RAHBK; GRAVES, 2001; BELMAKER; JETZ, 2011; MELCHIOR; ROSSA-FERES; DA SILVA, 2017).

Independente dessas diferenças, os resultados reforçam a hipótese de que o clima (disponibilidade de energia) é um fator determinante e, possivelmente, limitante (restrição climática) ao padrão de diversidade de anuros em FA (HAWKINS et al., 2003; CONTE, 2010; ZANELLA et al., 2013; VASCONCELOS et al., 2014). A limitação ao padrão de diversidade, associada à relação negativa com a temperatura mínima, pode ser relacionada a dois fatores, não excludentes entre si. Primeiro, as áreas que apresentam as menores mínimas na temperatura também possuem as maiores médias de precipitação e evapotranspiração real. Embora nossos resultados não tenham encontrada a relação com as variáveis de umidade e precipitação (e.g. dinâmica água-energia), diferentes estudos observaram a associação destas variáveis com maiores diversidades de anuros (RODRÍGUEZ; BELMONTES; HAWKINS, 2005; SILVA et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2014).

Estas variáveis são um importante fator na manutenção e geração da diversidade em anuros, devido as necessidades fisiológicas e reprodutivas do grupo (RODRÍGUEZ; BELMONTES; HAWKINS, 2005; WELLS, 2007). Segundo, não podemos descartar a possibilidade destes resultados ocorrerem em virtude dos vieses de coleta, dado que existem esforços de coleta diferenciados ao longo da FA. A temperatura sendo um fator determinante em comunidades de anuros já foi observada para diferentes estudos (HAWKINS et al., 2003; QIAN, 2010; CONTE, 2010; VASCONCELOS et al., 2014). Em específico, quando a comunidade de anuros na FA foi comparada com outras comunidades entre as ecorregiões de MA, sua caracterização ocorreu através de uma relação negativa com temperatura média (VASCONCELOS et al., 2014). Em contrapartida, através dos nossos resultados, quando as comunidades de FA são comparadas entre si, a relação torna-se positiva com a temperatura média de modo que, áreas com maiores médias na temperatura abrigam uma maior diversidade.

O padrão de diversidade em escala global sugere que as comunidades, em específico no hemisfério sul, são influenciadas principalmente pela sazonalidade da precipitação (HAWKINS et al., 2003; QIAN, 2010; SILVA et al., 2012). Para os anfíbios, foi demonstrado que em regiões de altas latitudes (70° - 35°), cujo clima é predominantemente temperado, o padrão de diversidade foi melhor explicado pelas hipóteses associadas a disponibilidade energética, sendo as medidas de temperatura e evapotranspiração potencial como os melhores preditores (QIAN, 2010). Além disto, se sugere que estes padrões divergem entre as regiões devido à uma maior variação na temperatura nas regiões temperadas, enquanto que há uma maior variação da precipitação nas regiões tropicais e subtropicais (QIAN, 2010). Neste sentido, a diversidade de anuros na FA assemelha-se aquelas observadas em regiões temperadas (DUELLMAN; TRUEB, 1994; CURIE, 1991; CONTE, 2010; HAWKINS et al., 2003; QIAN, 2010; CONTE, 2010). Esta semelhança pode ser atribuída às peculiaridades climáticas observada em FA, com maior amplitude e variação térmica em relação a umidade e precipitação, as quais se mantêm relativamente constante ao longo do ano. Além disto, ocorrem frequentes geadas nos meses mais frios do ano e as médias de temperatura mínima são menores quando comparada às outras ecorregiões de Mata Atlântica (LEITE, 1990; HAWKINS et al., 2003; CONTE, 2010).

Desta forma, se considerarmos que as mudanças climáticas possam vir a alterar as condições atuais de clima na FA, o que poderíamos esperar em relação as repostas das comunidades de anuros nessa ecorregião? A tolerância a temperaturas mais altas é conservada em ectotérmicos de modo que as espécies apresentam maior dificuldade em adaptar-se nos seus limites superiores de temperaturas (ARAÚJO et al., 2013). Neste sentido, de acordo com nossos resultados, podemos esperar que as comunidades compostas por espécies, cujo seus nichos climáticos são associados a condições mais frias, venham a perder a capacidade de se manterem neste ecossistema (WIENS, 2016). Neste caso, especificamente àquelas espécies endêmicas da FA (e.g. *Dendrophryniscus stawiarskyi* Izecksohn, 1994 “1993”, *Elachistocleis erythrogaster* Kwet & Di-Bernardo, 1998, *Phyllomedusa rustica* (Bruschi, Lucas, Garcia, and Recco-Pimentel, 2015), *Proceratophrys brauni* Kwet & Faivovich, 2001, *Rhinella henseli*, *Sphaenorhynchus surdus* (Cochran, 1953), *Vitreorana parvula* (Boulenger, 1895 “1894”); CONTE, 2010) ou que possuam distribuição geográfica restrita (e.g. *Cycloramphus* spp., *Hylodes heyeri* Haddad, Pombal & Bastos, 1996, *Pleurodema bibronni* Tschudi, 1838, *Physalaemus lisei* Braun & Braun, 1977; IUCN, 2017) sejam mais afetadas por estas alterações. Por outro lado, as espécies que apresentam ampla distribuição e, portanto, maior amplitude climática, poderiam vir a colonizar e se estabelecer em novas regiões de FA (VASCONCELOS; DO NASCIMENTO, 2016).

Assim, assumindo tal cenário de mudança climática ao longo dos próximos 50 anos (IPCC, 2014), poderíamos esperar uma substituição de espécies em FA por espécies com maior amplitude climática em que, àquelas espécies característica de ambientes mais frios teriam suas distribuições restringidas. Ainda, como as alterações no clima tendem a ser mais rápida que a adaptação das espécies e comunidades, poderíamos esperar extinções locais e regionais daquelas espécies com menor amplitude térmica (QUINTERO; WIENS, 2013; JERKOVA; WIENS, 2016; WIENS, 2016). Este quadro é plausível e preocupante. Em estudos futuros, uma abordagem interessante seria avaliar a dinâmica das alterações climáticas em relação a adequabilidade climática de FA bem como, das espécies que ocorrem nesta ecorregião, focando principalmente naquelas espécies endêmicas ou que apresentam distribuições restritas (e.g. SCHWARTZ, 2012; VASCONCELOS; DO NASCIMENTO, 2016).

Como conclusões, não observamos um gradiente de riqueza latitudinal, enquanto que há um gradiente longitudinal em FA. As diversidades taxonômica e filogenética apresentam um mesmo padrão espacial e ambas foram melhor explicadas pelas temperaturas médias anuais e mínima do mês mais frio do ano. Neste sentido, a disponibilidade de energia e restrição climática tornam-se as principais hipóteses para explicação na estruturação da diversidade de anuros em FA.

REFERÊNCIAS

- AB' SABER, A. **Os domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003
- ARAÚJO, M. B. et al. Heat freezes niche evolution. **Ecology Letters**, Medford, v. 16, n. 9, p. 1206–1219, 2013.
- ARAÚJO, M. B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 33, n. 10, p. 1677–1688, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G. Equilibrium of species' distributions with climate. **Ecography**, Medford, v. 28, n. 5, p. 693–695, 2005.
- BEALE, C. M.; LENNON, J. J. Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 367, n. 1586, p. 247–258, 2012. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2011.0178>>.
- BELMAKER, J.; JETZ, W. Cross-scale variation in species richness-environment associations. **Global Ecology and Biogeography**, Medford, v. 20, n. 3, p. 464–474, 2011.
- CARVALHO, D. L. et al. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. **PLoS One**, v. 12, n. 2, 2017.
- CASSINI, C.S.; CRUZ, C.A.G.; CARAMASCHI, U. Taxonomic review of *Physalaemus olfersii* (Lichtenstein and Martens, 1856) with revalidation of *Physalaemus lateristriga* (Steindachner, 1864) and description of two new related species (Anura: Leiuperidae). **Zootaxa**, Auckland, v. 2491: p. 1–33, 2009.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 1–11, 2009.
- CONTE, C. E. **Diversidade de anfíbios da Floresta com Araucária**. 118 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas,

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2010.

CONTE, C. E. et al. Amphibia, Anura, *Limnomedusa macroglossa*, *Dendropsophus anceps*, *D. berthaltutae*, *D. seniculus*, *Scinax littoralis*: new state records, distribution extension and filling gaps. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 5, n. 2, p. 202–209, 2009.

CONTE, C. E. et al. Novos registros na distribuição geográfica de anuros na floresta com araucária e considerações sobre suas vocalizações. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 201–224, 2010.

CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. D. C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 162–175, 2006.

CONTE, C.E. et al. A new species of *Scinax* Wagler (Anura: Hylidae) from Paraná, Southern Brazil. **Zootaxa**, Auckland v. 4193, n. 2, p. 245–265, 2016. doi: 10.11646/zootaxa.4193.2.3

CRIVELLARI, L. B. et al. Amphibians of grasslands in the state of Paraná, southern Brazil (Campos Sulinos). **Herpetology Notes** v. 7, p. 639–654, 2014.

CURRIE, D. J. Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 1, p. 27–49, 1991.

DE SÁ, R. O. D. et al. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. **South American Journal of Herpetology**, v. 9, (Special Edition 1):S1–S128, 2014.

DINIZ-FILHO, J. A. et al. Geographical patterns of Triatominae (Heteroptera: Reduviidae) richness and distribution in the Western Hemisphere. **Insect Conservation and Diversity**, Medford, v. 6, n. 6, p. 704–714, 2013.

DORMANN, C. F. et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, Medford, v. 30, n. 5, p. 609–628, 2007.

DORMANN, C. F. Promising the future? Global change projections of species distributions. **Basic and Applied Ecology**, Amsterdam, v. 8, n. 5, p. 387–397, 2007.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore e Londres: The John Hopkins University Press, 1994.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.

FAIVOVICH, J. et al. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, Washington, v. 294, p. 1–240, 2005.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference, Version 6.0. **American Museum of Natural History**. Disponível em <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>, acessado em: 08 mar. 2017.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 220, 2000.

GONÇALVES, D. S.; CRIVELLARI, L. B.; CONTE, C. E. Linking environmental drivers with amphibian species diversity in ponds from subtropical grasslands. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 87, n. 3, 2015.

HADDAD, C. F. B. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica – diversidade e biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.

HAWKINS, B. A. Ecology's oldest pattern? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 16, n. 8, p. 470, 2001.

HAWKINS, B. A. et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, Washington, v. 84, n. 12, p. 3105–3117, 2003

HERKT, K. M. B.; SKIDMORE, A. K.; FAHR, J. Macroecological conclusions based on IUCN expert maps: A call for caution. **Global Ecology and Biogeography**, Medford, v. 26, n. 8, p. 930–941, 2017.

HEYER, W. R. Variation and systematics of frogs of the genus *Cycloramphus* (Amphibia, Leptodactylidae). **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 30, p. 235–339, 1983.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, Malden, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? **The American Naturalist**, Chicago, v. 93, n. 870, p. 145–159, 1959.

IMHOFF M. L. et al. Global patterns in human consumption of net primary production. **Nature**, Londres, v. 429, p. 870–873, 2004.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. 2014.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 08. nov. 2017.

JEZKOVA, T.; WIENS, J. J. Rates of change in climatic niches in plant and animal populations are much slower than projected climate change. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 283, n. 1843, p. 20162104, 2016.

KERR, J. Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. **Conservation Ecology**, Wolfville, v. 5, n. 1, 2001.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17–44, 1960.

LATHAM, J. et al. **Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) database Beta-Release Version 1.0** - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2014.

LEITE, P. F. **Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil**. Ciência; Ambiente, v. 1, n. 1, p. 51–73, 1990.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (Ed.). **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro: 1990. v.2. p.113–150.

LOMOLINO, M. V. 2004. Conservation biogeography. In LOMOLINO, M. V., HEANEY, L. R. (Ed.). **Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature**. Sunderland: Sinauer Associates, 2004, p. 293–296.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science Ltd., 2004.

MELCHIOR, L. G.; ROSSA-FERES, D. D. C.; DA SILVA, F. R. Evaluating multiple spatial scales to understand the distribution of anuran beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 7, p. 2403–2413, 2017.

MELO, A. S.; RANGEL, T. F. L.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, Medford, v. 32, n. 2, p. 226–236, 2009.

MOEN, D. S.; WIENS, J. J. Microhabitat and Climatic Niche Change Explain Patterns of Diversification among Frog Families. **The American Naturalist**, Chicago, v. 190, n. 1, p. 29–44, 2017.

MONTEIRO, J. P. C.; COMITTI, E. J.; LINGNAU, R. First record of the torrent frog *Hylodes heyeri* (anura, Hylodidae) in Santa Catarina State, South Brazil and acoustic comparison with the cryptic species *Hylodes perplicatus* (Anura, Hylodidae). **Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 4, p. 93–99, 2014.

NUIN, P. A. S.; DO VAL, F. C. Phylogenetic analysis of the subfamily Hylodinae (Anura, Leptodactylidae) based on morphological characters. **Amphibia-Reptilia**, v. 26 p. 139–147, 2005.

O'BRIEN, E. M. Climatic gradients in woody plant species richness: towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 20 p. 181–198, 1993.

OLIVEIRA, G.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Spatial patterns of terrestrial vertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: Selecting hypotheses and revealing constraints. **Journal of Arid Environments**, Amsterdam, v. 74, n. 11, p. 1418–1426, 2010.

OLIVEIRA, U. et al. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, Medford, v. 22, n. 12, p. 1232–1244, 2016.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience**, Oxford, v. 51, n. 11, p. 933, 2001.

PIANKA, E. R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **The American Naturalist**, Chicago, v. 100, n. 910, 33–46, 1966.

PIMENTA, B. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G. Synonymy of *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi and Sazima, 1985 with *Crossodactylus trachystomus* (Reinhardt and Lutken, 1862) and description of a new species from Minas Gerais, Brazil (Anura: Hylodidae). **Zootaxa**, Auckland, v. 3955, n. 1, p. 65–82, 2015.

PYRON, R. A. Biogeographic analysis reveals ancient continental vicariance and recent oceanic dispersal in amphibians. **Systematic Biology**, Oxford, v. 63, n. 5, p. 779–797, 2014.

QIAN, H. Environment-richness relationships for mammals, birds, reptiles, and amphibians at global and regional scales. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 629–637, 2010.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**. Londres: Cambridge University Press, 2002.

QUINTERO, I.; WIENS, J. J. Rates of projected climate change dramatically exceed past rates of climatic niche evolution among vertebrate species. **Ecology Letters**, Medford, v. 16, n. 8, p. 1095–1103, 2013.

R CORE TEAM. R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, p. R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RAHBEK, C.; GRAVES, G. R. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 98, n. 8, p. 4534–4539, 2001.

RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. **Ecography**, Medford, v. 33, n. 1, p. 46–50, 2010.

RIBEIRO L.F. et al. Two new species of the *Brachycephalus pernix* group (Anura: Brachycephalidae) from the state of Paraná, southern Brazil. **PeerJ** v. 5, p. e3603, 2017.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.29, 2009.

RICKLEFS, R. E. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, Washington v. 235, p. 167–171, 1987.

RODRIGUES, J. F. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Dispersal is more important than climate in structuring turtle communities across different biogeographical realms. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 44, p. 2109–2120, 2017.

RODRÍGUEZ, M. Á.; BELMONTES, J. A.; HAWKINS, B. A. Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 28, n. 1, p. 65–70, 2005.

SANTANA, D. O. et al. New records of *Trachycephalus mesophaeus* (Hensel, 1867) (Anura: Hylidae) from Atlantic Forest in Sergipe state, Brazil. **Herpetology notes**, v. 9, p. 255–260, 2016.

SCHWARTZ, M. W. Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 155, p. 149–156, 2012.

SILVA, F. R. et al. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 39, n. 9, p. 1720–1732, 2012.

SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; ARENA, M. V. N. Amphibian beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest: contrasting the roles of historical events and contemporary conditions at different spatial scales. **PLoS One**, v. 9, n. 10, p. e109642, 2014.

SILVA, F. R.; PROVETE, D. B.; HAWKINS, B. A. Range maps and checklists provide similar estimates of taxonomic and phylogenetic alpha diversity, but less so for beta diversity, of Brazilian Atlantic Forest anurans. **Natureza e Conservação**, Amsterdam, v. 14, n. 2, p. 99–105, 2016.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2005.

SIMARD, M. et al. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. **Journal of Geophysical Research**, Malden, v. 116, p. G04021, 2011.

SWENSON, N. G. Phylogenetic resolution and quantifying the phylogenetic diversity and dispersion of communities. **PloS One**, v. 4, n. 2, p. e4390, 2009.

TOLEDO, L. F.; BATISTA, R. F. Integrative study of brazilian anurans: Geographic distribution, size, environment, taxonomy, and conservation. **Biotropica**, Medford, v. 44, n. 6, p. 785–792, 2012.

TRABUCCO A.; ZOMER R. J. **Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Dataset 2010**. CGIAR-CSI GeoPortal, Disponível em <http://www.csi.cgiar.org>. Acessado em: 08. Out. 2016.

TRABUCCO A.; ZOMER, R. J. **Global High-Resolution Soil-Water Balance Geospatial Database 2010**. CGIAR-CSI GeoPortal Disponível em: <http://www.cgiar.csi.org>. Acessado em: 08. Out. 2016.

TUCKER, C. M. et al. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. **Biological Reviews**, Malden, v. 92, n. 2, p. 698–715, 2016.

VALDUJO, P. H.; CARNAVAL, A. C. O. Q.; GRAHAM, C. H. Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. **Ecography**, Medford, v. 36, n. 6, p. 708–717, 2013.

VASCONCELOS, T. S. et al. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. **PloS One**, v. 9, n. 8, p. e104130, 2014.

VASCONCELOS, T. S. et al. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 4, p. 423–432, 2010.

VASCONCELOS, T.; NASCIMENTO, B. T. M. Potential Climate-Driven Impacts on the Distribution of Generalist Treefrogs in South America. **Herpetologica**, v. 72, n. January, p. Herpetologica-D-14-00064.1, 2016.

VELLEND, M. et al. Measuring phylogenetic biodiversity. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University Press, 2011.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, Chicago, v. 156: p. 145–155, 2000.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; KEMBEL, S. W. **Phylocom: software for the analysis of community phylogenetic structure and trait evolution. Version 4.0.1, 2008**. Disponível em <http://www.phylodiversity.net/phylocom/>, acessado em: 10. maio. 2017.

WELLS, K. D. **The ecology and behavior of amphibians**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 28, n. 4, p. 453–470, 2001.

WIENS, J. J. Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species. **PLoS Biology**, v. 14, n. 12, p. 1–18, 2016.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 273–309, 2003.

WILLIS, K. J.; WHITTAKER, R. J. Species diversity -- scale matters. **Science**, Washington, v. 295, n. 5558, p. 1245–1248, 2002.

WRIGHT, D. H. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, Lund, p. 496–506, 1983.

ZANELLA, N. et al. Herpetofauna do Parque Natural Municipal de Sertão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 4, p. 290–298, 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – LISTA DAS COLEÇÕES CONSULTADAS E NÚMERO DE REGISTROS

Instituição	Forma de obtenção	Registros
Espécimes a serem depositados no Museu de História Capão da Imbuia e Universidade Estadual Paulista - Campus de São José do Rio Preto	Tese Carlos Eduardo Conte (CONTE, 2010)	515
Coleção Célio F. B. Haddad	<i>SpeciesLink</i>	2.262
Coleção Adolpho Lutz	Visita	120
Universidade Estadual Paulista - Campus de São José do Rio Preto	<i>SpeciesLink</i>	854
Museu de História Natura Capão da Imbuia	Visita	2.408
Museu Nacional do Rio de Janeiro	Visita	1.572
Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo	Visita (registros até 2010)	1.804
Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul - Museu de Ciências e Tecnologia	<i>SpeciesLink</i>	3.207
Universidade Estadual de Londrina	<i>SpeciesLink</i>	54
Universidade Federal de Minas Gerais	<i>SpeciesLink</i>	788
Universidade Federal do Mato Grosso	<i>SpeciesLink</i>	8
Universidade Estadual de Campinas - Museu de Zoologia "Adão José Cardoso"	<i>SpeciesLink</i>	554

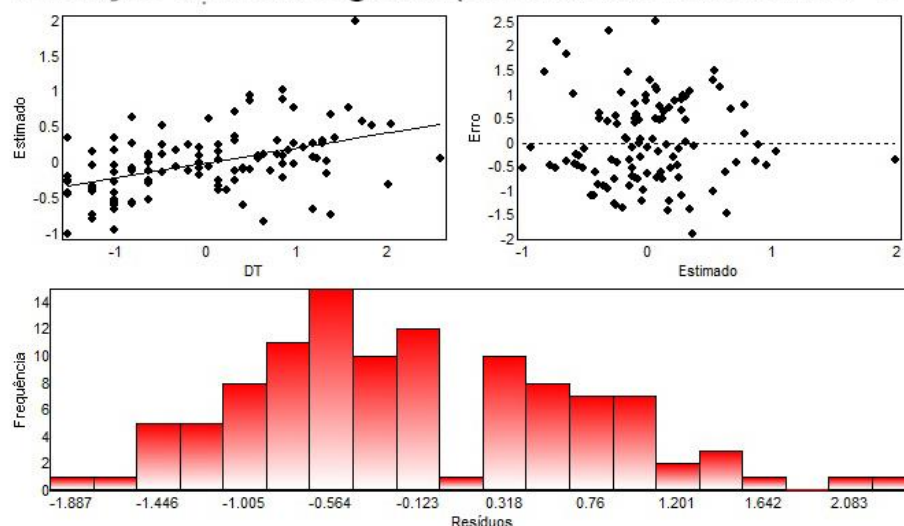
APÊNDICE 2 – CLASSIFICAÇÃO E AJUSTE DOS MODELOS DE REGRESSÃO ESPACIAL AUTOCORRELACIONADA PELAS HIPÓTESES TESTADAS PARA OS PADRÕES DE DIVERSIDADE DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA

Modelos	Diversidade Taxonômica				Diversidade filogenética			
	F	p	R ² (e+v)	R ² (v)	F	p	R ² (e+v)	R ² (v)
Global	2,61	0,007	0,2	0,2	2,32	0,01	0,18	0,19
Disponibilidade de Energia	3,76	0,02	0,07	0,06	3,92	0,02	0,07	0,06
Dinâmica de Água-Energia	3,1	0,04	0,06	0,05	2,71	0,07	0,06	0,04
Produtividade	0,5	0,47	0,01	0,01	0,55	0,45	0,01	0,01
Heterogeneidade Ambiental	1,68	0,17	0,04	0,04	1,47	0,22	0,04	0,04
Restrição Climática	2,34	0,1	0,05	0,04	1,64	0,19	0,04	0,03

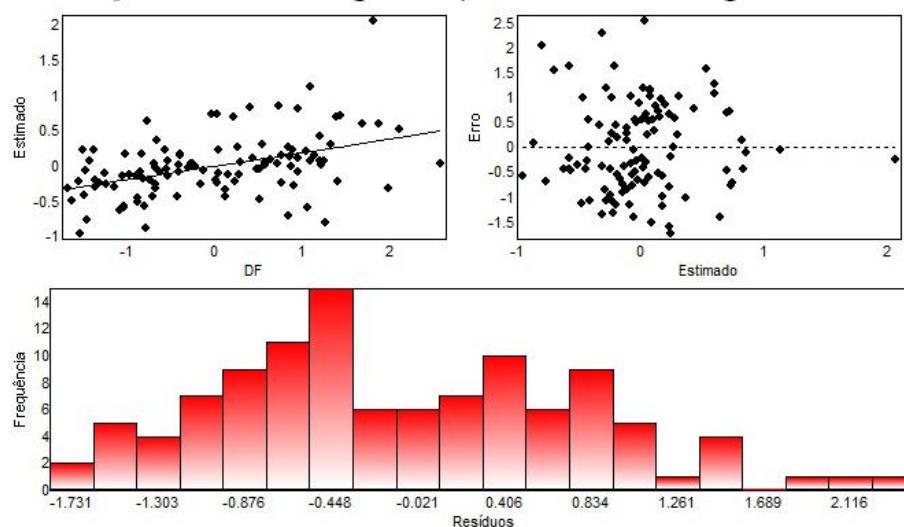
Legenda: E – Espaço; V – Variáveis ambientais

APÊNDICE 3 – VALIDAÇÃO DOS MODELOS DE REGRESSÃO ESPACIAL AUTOCORRELACIONADA PARA AMBAS DIVERSIDADES DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA.

Validação do modelo global (Diversidade Taxonômica - DT)

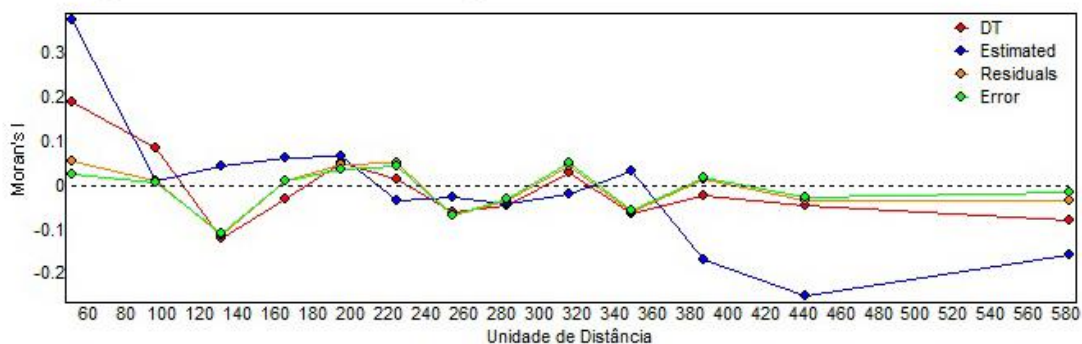


Validação do modelo global (Diversidade Filogenética - DF)

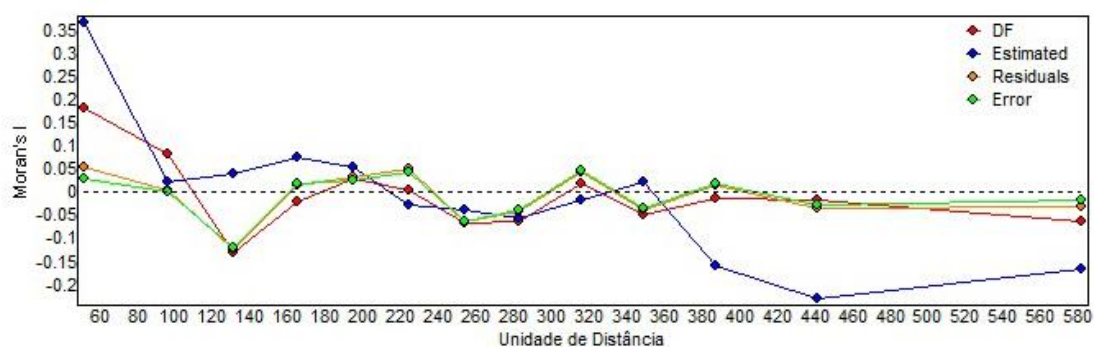


APÊNDICE 4 – CORRELOGRAMAS COM ÍNDICE DE MORAN I PARA AMBAS DIVERSIDADES, VALORES ESTIMADOS DOS MODELOS, SEUS RESÍDUOS E ERROS.

Correlograma de Moran's I para Diversidade Taxonômica - DT



Correlograma de Moran's I para Diversidade Filogenética - DF



CAPÍTULO 2

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA, BRASIL

RESUMO

A criação de unidades de conservação é uma das mais efetivas estratégias para preservação da biodiversidade, face ao acelerado processo de destruição de habitats. Neste sentido, a escolha destas áreas deve maximizar a representação da biodiversidade, porém minimizar os custos econômicos, uma vez que os recursos e interesses socioambientais podem comprometer a efetivação de ações para conservação. A Mata Atlântica (MA) possui a maior diversidade de anuros e, ao longo de sua extensão, declínios populacionais já foram registrados. Em específico, a Floresta com Araucária (FA), uma ecorregião de MA, pode ser considerada a mais ameaçada devido a descaracterização de seus remanescentes. Neste sentido, podemos considerar que os sistemas de manutenção e os ambientes propícios em garantir a sobrevivência dos anuros em FA estão fragilizados. Desta forma, nosso objetivo foi identificar áreas prioritárias para conservação de anuros na Floresta com Araucária. Nossa abordagem considerou aspectos relacionados a biodiversidade como a riqueza, atributos ecológicos, história de vida e o risco de extinção das espécies. Além disto, consideramos características socioambientais da região de estudo, como remanescentes florestais, unidades de conservação e fatores relacionados a ocupação humana. Nosso índice de priorização espacial para conservação se demonstrou eficaz e significativo para determinar áreas para conservação. As principais áreas prioritárias para conservação de anuros na Floresta com Araucária encontram-se na região sudeste. Se as regiões classificadas como muita alta pelo nosso índice fossem transformadas em unidades de conservação, teríamos um incremento em cerca 4% de área protegidas em FA. Aliado com outros estudos, destacamos que nossos resultados providenciam mais um subsídio para implementação de novas unidades de conservação na Floresta com Araucária.

Palavras-chave: Priorização de Conservação Espacial. Mata Atlântica. Preservação. Ombrófila Mista. Unidade de Conservação.

ABSTRACT

The creation of conservation units is one of the most effective strategies for preserving biodiversity in the face of the accelerated process of habitat destruction. This way, the choice in these areas should maximize the representation of biodiversity, but minimize the economic costs since socio-environmental resources and interests may compromise the implementation of conservation actions. The *Mata Atlântica* (MA) has the highest anurans diversity and, along its extension, population declines have already been reported. Specifically the *Floresta com Araucária* (FA), a MA ecoregion, may be considered the most threatened due to the decharacterization of its remnants. Therefore, we can consider that the systems of maintenance and the favourable environments that guarantee the survival of anurans in the FA are weakened. Thus, our goal was to identify priority areas for the conservation of anurans in the FA. Our approach considered related aspects of biodiversity, such as species richness, ecological attributes, life history and the risk of species extinction. In addition, we consider socio environmental features of the studied region, such as forest remnants, conservation units and factors related to human occupation. Our spatial conservation prioritization index has shown to be effective and significant in determining conservation areas. The main conservation areas indicated by our index were in the southeast region of the FA. If the regions classified as very high were transformed in conservation units, we would have an increase of about 4% in protected areas in the FA. Together with other studies, we emphasize that our results provide a further subsidy for the implementation of new conservation units in the *Floresta com Araucária*.

Keywords: Spatial Conservation Prioritization, Atlantic Forest, Preservation, Mixed Ombrophilous, Conservation units.

1 INTRODUÇÃO

A criação de unidades de conservação é considerada umas das principais e mais efetivas estratégias para preservação da biodiversidade (MARGULES; PRESSEY, 2000; LE SAOUT et al., 2013). Contudo, a seleção destas áreas não é uma tarefa simples, uma vez que os recursos para conservação são escassos e interesses socioeconômicos podem comprometer a efetivação de ações para conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000; BROOKS et al., 2006; MACE; POSSINGHAM; LEADER-WILLIAMS, 2006; LOUCKS et al., 2008; MOORE et al., 2016). Neste sentido, esta estratégia deve buscar maximizar a representação da biodiversidade e minimizar os custos econômicos (MARGULES; PRESSEY, 2000).

Dentro desta perspectiva, como primeiro passo para conservação, é necessário o conhecimento taxonômico e como as espécies se distribuem geograficamente (MARGULES; PRESSEY, 2000; GRAHAM et al., 2004; BROOKS; DA FONSECA; RODRIGUES, 2004; NOGUEIRA et al., 2009). Na maioria dos casos, os recursos são escassos para o levantamento completo de diferentes regiões ou requerem muito tempo para serem realizados e, portanto, tornam-se inviáveis em virtude do acelerado processo de perda de habitats (MARGULES; PRESSEY, 2000; ARAÚJO et al., 2001). Uma alternativa a esta restrição, é a utilização de informações de ocorrência das espécies a partir de museus, banco de dados como IUCN e através de modelagem de nicho (COUTO; TERRIBILE; DINIZ-FILHO, 2007; URBINA-CARDONA; LOYOLA, 2008; CAMPOS et al., 2014; LOYOLA; MACHADO, 2015; BRUM et al., 2017).

Com relação aos aspectos socioeconômicos, a forma e tamanho das áreas para conservação são fatores que devem ser considerados. Estes devem buscar contemplar ambientes propícios a manutenção das espécies (MARGULES; PRESSEY, 2000). Além disto, deve atentar-se para capacidade de conexão com outros ambientes, garantindo que haja fluxo gênico entre as populações (DINIZ-FILHO; TELLES, 2006; KAHILAINEN; PUURTINEN; KOTIAHO, 2014). Outra questão que deve ser avaliada é a sua localização em relação a pressões antrópicas, tais como o uso de solo, ocupação, tamanho, taxa de crescimento populacional humana e conflitos socioambientais (MARGULES; PRESSEY, 2000; POLASKY, 2008; URBINA-CARDONA, 2008; MUHUMUZA; BALKWILL, 2013; LOYOLA; MACHADO, 2015). No entanto, ao redor do mundo, foi observado que a

criação de áreas para conservação ocorreu de forma oportunista no qual, em detrimento à critérios objetivos e científicos, questões políticas e econômicas foram mais importantes nas tomadas de decisões (MARGULES; PRESSEY, 2000; REDFORD et al., 2003; DINIZ-FILHO et al., 2006; MOORE et al., 2016).

A Mata Atlântica (MA) é considerada um dos hotspots de biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000) e, atualmente, está reduzida a cerca de 12% de seus remanescentes naturais (RIBEIRO et al., 2009). Um dos principais motivos é em virtude de sua localização ser ao longo da costa brasileira, região onde encontra-se a maior concentração da população brasileira (IBGE, 2010). A MA possui a maior riqueza de anuros, com o registro em torno de 529 espécies das quais cerca de 88% são endêmicas (HADDAD et al., 2013). Ao longo da MA já foram reportados declínios populacionais em comunidades de anuros (ETEROVICK et al., 2005; SILVANO; SEGALLA, 2005). A principal causa associada ao declínio populacional em anuros é a perda de habitat e consequente fragmentação do ambiente (SILVANO; SEGALLA, 2005; STUART et al., 2008). A perda e fragmentação de habitats afetam os diferentes estágios de vida das espécies de anuros e podem promover o isolamento e menor variabilidade genética entre as populações (BECKER et al., 2007; STUART et al., 2008). Dentre as ecorregiões em MA, a Floresta com Araucária (FA), pode ser considerada a mais ameaçada devido a descaracterização de seus remanescentes, sobrando 3% dos remanescentes, dos quais apenas 0,39% encontram-se protegidos em unidades de conservação (RIBEIRO et al., 2009). Neste sentido, podemos considerar que os sistemas de manutenção e os ambientes propícios em garantir a sobrevivência dos anuros em FA estão fragilizados (CONTE, 2010).

Desta maneira, nosso objetivo foi identificar áreas prioritárias para conservação de anuros na Mata Atlântica, em específico, para Floresta com Araucária. Nossa abordagem utilizou a diversidade local, atributos ecológicos, história de vida e o risco de extinção das espécies. Além disto, consideramos aspectos relacionado as características socioambientais da região de estudo, como remanescentes florestais, unidades de conservação e fatores relacionados a ocupação humana.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi a Floresta com Araucária, também conhecida como Floresta Ombrófila Mista. Originalmente, os domínios da FA cobriam uma área de aproximadamente 200 km² do território brasileiro, os quais estendiam-se pelas regiões sudeste e sul, abrangendo mais de 30% desta região do País. Ainda, de forma relictual, ocorria em pequenas ilhas na divisa do Rio de Janeiro com o Espírito Santo e nas porções mais elevadas da Serra da Mantiqueira (HUECK, 1953; LEITE; KLEIN, 1990). Associado à FA pode ser observado os campos de altitude (*grassland*), fitofisionomia que ocorre entremeada aos capões de Araucária (HUECK, 1953; FIDELIS, 2009). Para nosso estudo, sobrepomos quadrículas de 0,25° graus de latitude e longitude como nossas unidades amostrais (Figura 1). Posteriormente, nós recordamos estas quadrículas pelo formato da FA, de modo que as áreas das quadrículas possuem áreas diferentes. Adotamos este procedimento para avaliarmos apenas as áreas inclusas na FA.

FIGURA 1 – MAPA DO BRASIL COM DESTAQUE PARA FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO PAÍS



FONTE: O autor (2018).

2.2 ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA

A fórmula do índice de priorização espacial para conservação (IPEC) é descrita da seguinte maneira:

$$\text{IPEC} = \frac{\text{CB} \cdot \text{CE}}{\text{CR}}$$

onde CB é o componente biótico, CE e CR são os componentes estruturante e de restrição da quadrícula, respectivamente. Desta maneira, quanto maior for o valor do índice maior será a sua relevância para a conservação. Após obtermos os valores brutos de priorização, estes foram classificados em quatro grupos, conforme os seguintes graus de prioridade: baixa, média, alta e muito alta (Tabela 1). Classificamos através do método *K-means*, em ambiente R, através do pacote *classInt* (R CORE TEAM, 2017). A seguir segue a descrição da composição dos três componentes do índice.

2.2.1 Componente Biótico

O componente biótico é dado pela multiplicação de três fatores, a saber: a riqueza de espécies na quadrícula, o somatório dos atributos das espécies e o número de espécies ameaçadas que ocorrem na quadrícula.

Delimitamos a presença das espécies que ocorrem em FA através de consultas em bases de dados online e visitas as coleções científicas (Apêndice 1). Assim, registramos 152 espécies distribuídas em 13 famílias. Espécies registradas com “gr.” ou “cf.” foram agrupadas com seus respectivos táxons (e.g. *Hypsiboas* gr. *pulchellus* 1 e 2 = *Hypsiboas pulchellus* (Duméril & Bibron, 1841); *Scinax* aff. *rizibilis* = *Scinax rizibilis* (Bokermann, 1964)). Espécies que estão em fase de descrição foram excluídas das análises (*Aplastodiscus* sp. 5; *Paratelmatobius* sp. nv. e *Phasmahyla* sp. nv.). Adotamos estes procedimentos devido à ausência de informações a respeito de história natural e níveis de ameaça. Desta maneira, utilizamos 144 espécies para análises. Dado a ausência de informação para maioria das regiões em FA (Apêndice 2), utilizamos as distribuições geográficas disponibilizadas pela base de dados da IUCN (2017). Contudo, verificamos que

algumas espécies não continham nesta base e, desta forma, incluímos as espécies faltantes (n= 21 espécies) a partir das ocorrências obtidas nos museus.

Em relação aos atributos das espécies, buscamos selecionar àqueles que representam aspectos relacionados ao risco de extinção, história natural e características ecológicas das espécies. Consideramos também que tais características tenham evoluído sob condições naturais (GARCÍA-MUÑOZ et al., 2013). Para as espécies que não encontramos informações, consideramos as características de forma conservada e, portanto, as informações foram inseridas conforme as espécies irmãs. Ainda, categorizamos os atributos ecológicos e risco de extinção sob um gradiente de sensibilidade. Assim, atributos que apresentam maior sensibilidade ou risco de extinção receberam valores maiores (Tabela 2; Apêndice 3). Para as análises selecionamos nove atributos, a saber: proporção da ocorrência das espécies nas quadrículas (POQ); distribuição geográfica (DIG); modo de reprodução (MRP); sítio de reprodução (SRP) tolerância a modificações no ambiente (TMA); habitat (HAB); abundância na natureza (ABN); risco de extinção (REX) e *status* populacional (STP).

Em relação ao terceiro fator desse componente, verificamos a presença de espécies nas quadrículas que receberam as classificações de REX de 2 e 3. As espécies categorizadas com o valor 3 são aquelas que apresentam algum nível de ameaça (e.g. próxima de ameaça, NT). Espécies categorizadas com o valor 2 são aquelas que não constam ou apresentam dados deficientes pela IUCN. Estas espécies foram consideradas, uma vez que a falta de conhecimento sobre o risco de extinção é um aspecto que deve ser levado em consideração. Assim, adotamos um procedimento conservador baseado no princípio de precaução.

Após obtermos os valores brutos de cada quadrícula para os três fatores, os classificamos em quatro grupos (1, 2, 3 e 4). Por fim, após a classificação, multiplicamos estes valores para obter os resultados correspondente ao componente biótico de cada quadrícula.

2.2.2 Componente Estruturante

Este componente é baseado na área absoluta (km²) de remanescentes naturais que não se encontram protegidas nas Unidades de Conservação (S.O.S MATA ATLÂNTICA, 2017). A ideia deste componente segue o raciocínio de que quanto maior for a quantidade de remanescentes fora das unidades de conservação,

há maior capacidade de estrutura ambiental na quadrícula para planejar-se ações que visem a conservação e preservação dos anuros. Conforme anteriormente, classificamos os valores absolutos através do método *K-means* e os utilizamos como o valor correspondente do componente para cada quadrícula (Apêndice 4).

2.2.3 Componente de Restrição

O componente de restrição é dado pela multiplicação de três fatores, a saber: porcentagem de áreas antrópicas, média da densidade populacional na quadrícula e porcentagem da área absoluta (%km²) de unidades de conservação contida na quadrícula.

A porcentagem de áreas antrópicas é complementar à quantidade de remanescentes na quadrícula. Assim, obtivemos esse fator através da diferença entre a área total da quadrícula pela área total de remanescentes naturais. Posteriormente, extraímos a proporção das áreas antrópicas em relação a área total da quadrícula (S.O.S MATA ATLÂNTICA, 2017). Entendemos que regiões que apresentam áreas com maior atividade antrópica possam gerar conflitos socioambientais (MARGULES; PRESSEY, 2000; BROOKS et al., 2006). Da mesma maneira, consideramos que a densidade populacional contribui para geração de conflitos. Obtivemos este fator a partir do Censo 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). Posteriormente, extraímos a média de densidade populacional pela razão da área total da quadrícula. Em relação à consideramos as Unidades de Conservação (UC's), como um fator de restrição, entendemos que estas já cumprem seu papel em relação à proteção da diversidade e também buscamos evitar que as áreas indicadas por este índice viessem a se sobrepor com as UC's (LOYOLA; MACHADO, 2015). Obtivemos as informações georreferenciadas das unidades de conservação pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2017; disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados>). Algumas unidades de conservação não constavam nesta base e, desta forma, acrescentamos com informações contidas na base de dados fornecida através de solicitação no Instituto de Meio Ambiente do Paraná (IAP). Após obtermos os valores brutos de cada quadrícula para os três fatores, os classificamos em quatro grupos e os multiplicamos para obter os resultados correspondente ao componente de restrição para cada quadrícula. (Apêndice 4).

TABELA 1 – CLASSIFICAÇÃO DOS FATORES QUE COMPÕEM OS COMPONENTES UTILIZADOS PARA CALCULAR O ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA.

Componentes	Fatores	Classes			
		Baixa (1)	Média (2)	Alta (3)	Muito Alta (4)
Biótico	Riqueza	18 - 27,5	27,6 - 36,5	35,6 - 48,5	48,6 - 68
	Atributos das espécies	282 - 477	477 - 668,5	688,6 - 912,5	912,6 - 1257
	Número de espécies ameaçadas	0 - 0,5	0,6 - 2,5	2,6 - 5,5	5,6 - 10
Estruturante	Área de remanescentes não protegidas (km²)	0 - 40,3	40,7 - 131,8	131,9 - 261,6	261,7 - 331,4
Restrição	Áreas antrópicas (%)	0 - 34,06	34,07 - 66,05	66,06 - 86,02	86,3 - 100
	Densidade populacional (hab/km²)	0 - 66,5	66,6 - 264,03	264,04 - 1102	1102,1 - 1683,2
	Área das Unidades de Conservação (%)	0 - 12,9	13 - 38,9	39 - 88,2	388,3 - 100

FONTE: O autor (2018).

TABELA 2 – ATRIBUTOS UTILIZADOS PARA COMPOR O SEGUNDO FATOR DO COMPONENTE BIÓTICO. VALORES MAIORES CORRESPONDEM A ESPÉCIES QUE APRESENTAM MAIOR RISCOS DE EXTINÇÃO E MENOR PLASTICIDADE ECOLÓGICA.

Variáveis	Comentário	Premissa	Fonte
Proporção da ocorrência das espécies nas quadrículas (POQ)	Porcentagem de ocupação da espécie nas quadrículas (n=367) ao longo da FA. <25% = 4; 25-50% = 3; 50-75% = 2; 75-100% = 1	Quanto mais restrita for sua ocupação em FA, maior será seu risco de extinção neste ecossistema	Coleções consultadas
Distribuição geográfica (DIG)	Extensão total da distribuição geográfica. Endêmica de FA = 4; Endêmica Mata Atlântica <i>sensu strictus</i> = 3; Biomas periféricos = 2; Amplamente distribuída = 1	Quanto menor for sua distribuição, maior o seu risco de extinção	Haddad et al. (2013); Iop, Santos e Cechin (2016)
Modo de Reprodução (MRP)	Ponderado pela riqueza de modos, de forma que MR mais abundantes receberam menor valor. Modo raro = 4; Modo relativamente raro = 3; Modo relativamente comum = 2; Modo comum = 1	Modos mais comuns são associados a espécies mais tolerante à alteração no ambiente	Haddad et al. (2013)
Sítio de Reprodução (SRP)	Somatório dos diferentes locais de reprodução da espécie. Apenas um sítio = 2; Mais de um sítio = 1	Quanto mais sítios reprodutivos, maior plasticidade e menor risco de extinção	Haddad et al. (2013)
Tolerância a modificações no ambiente (TMA)	Plasticidade ecológica da espécie. Altamente conservado = 4; Moderado conservado = 3; Moderado alterado = 2; Alterado = 1	Espécies que necessitam de ambientes altamente conservados, apresentam maior risco as alterações no ambiente.	IUCN (2017.3)
Habitat (HAB)	Ambiente que a espécie é frequentemente encontrada. Ambiente florestal ou aberto = 2; Ambos = 1	Quanto mais ambientes a espécie poder ser encontrada, maior a sua plasticidade ecológica e menor o risco de extinção	Haddad et al. (2013)
Abundância na natureza (ABN)	Rara = 3; Pouco frequente = 2; Frequente = 1	Espécies com populações raras apresentam maior vulnerabilidade a modificações no ambiente	Haddad et al. (2013); Iop, Santos e Cechin (2016)
Risco de Extinção (REX)	Vulnerável (VU), Próxima de Ameaça (NT) e em Perigo (EN) = 3; Desconhecido (DD) e Não Consta (NC) = 2; Menor Preocupação (LC) = 1	Espécies com o risco de extinção desconhecido ou em perigo, necessitam de atualização ou são mais suscetíveis a extinção	IUCN (2017.3)
Status Populacional (STP)	Decrescendo = 3; Desconhecido = 2; Estável = 1	Espécies com <i>status</i> populacional desconhecido, necessitam de atualização para ver o risco e espécies com população decrescendo necessitam de maior atenção conservacionista	IUCN (2017.3)

FONTE: O autor (2018).

3 RESULTADOS

A principal região prioritária foi a porção sudeste de FA (Figura 1). De maneira geral, as áreas classificadas como alta e muito alta encontram-se principalmente nas regiões em ecótone com a Floresta Ombrófila Densa. Em relação ao estado do Paraná, apenas uma área foi classificada como alta prioridade para conservar, enquanto as outras foram classificadas como média. Estas áreas encontram-se ao longo da porção leste. Em Santa Catarina, local onde ocorreu a maior quantidade de quadrículas classificadas como muito alta, as áreas prioritárias encontram-se distribuídas nas porções nordeste e sudeste desse estado. No Rio Grande do Sul, as regiões priorizadas como muito alta encontram-se na porção nordeste, na divisa com o estado de Santa Catarina. Por fim, as áreas de FA no estado de São Paulo foram classificadas apenas como média e baixa prioridade.

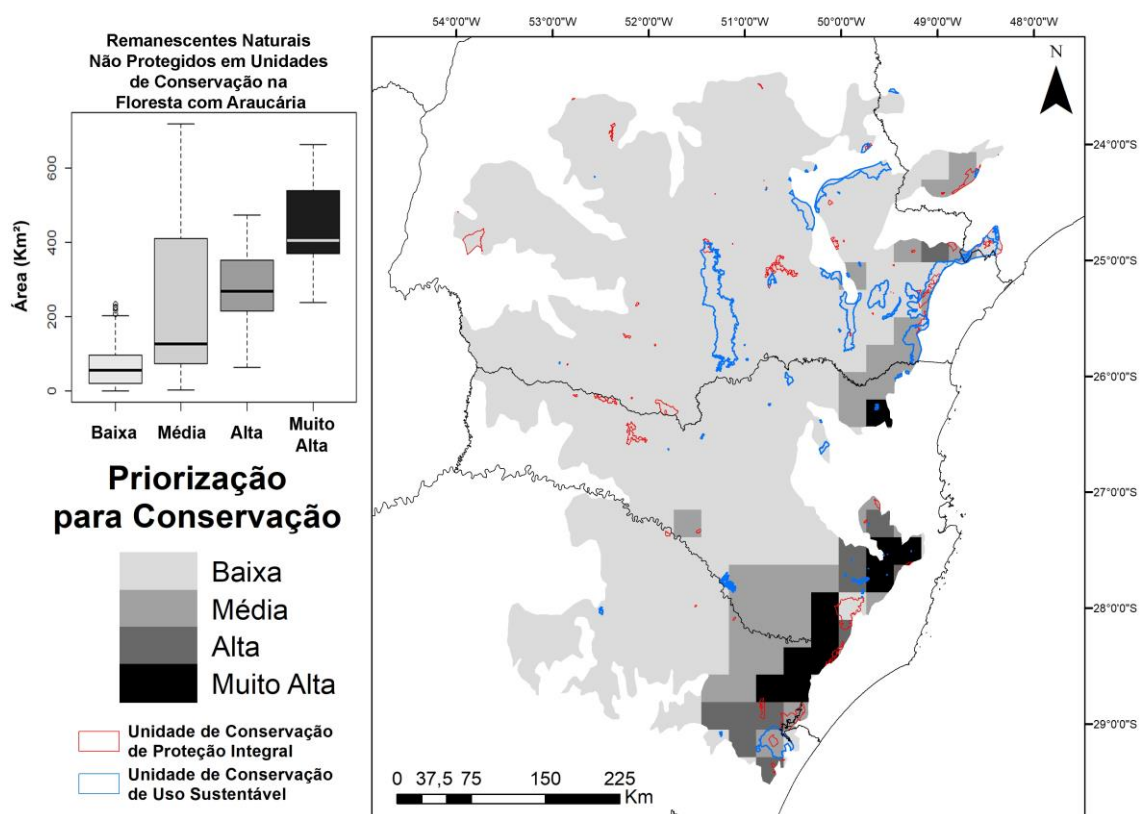
Como podemos observar na Figura 1, existem quadrículas que possuem UC's e foram priorizadas pelo nosso índice. Contudo, essas quadrículas apresentam os componentes biótico e estruturante elevados (Figura 1 - Boxplot; Figura 2B). Ainda, podemos observar que nessas quadrículas as UC's apresentam áreas relativamente pequenas (e.g. porção centro-sudeste de Santa Catarina).

Considerando as áreas classificadas como prioridades alta e muito alta, a soma de seus remanescentes é de 10.351,19 km². A partir das informações georreferenciadas obtidas no MMA, as UC's atuais na FA cobrem em torno de 4,6% (9.499,52 km²) de sua extensão. Quando avaliamos separadamente as UC's pelas categorias do ICMBio, verificamos que as UC's Proteção Integral cobrem em torno de 1,4% (3.076,82 km²) e as de Uso Sustentável em torno de 3,2% (6.422,72 km²).

Comparando o padrão de distribuição espacial do componente biótico e de nosso índice verificamos que, se considerarmos apenas o componente biótico, iríamos superestimar a priorização de áreas para conservação (Figura 2). Além disso, podemos verificar que a maioria das UC's em FA estão situadas em regiões classificadas como média pelo componente biótico (Figura 2B). Outro ponto interessante é o fato de que apenas nas regiões centro-leste do

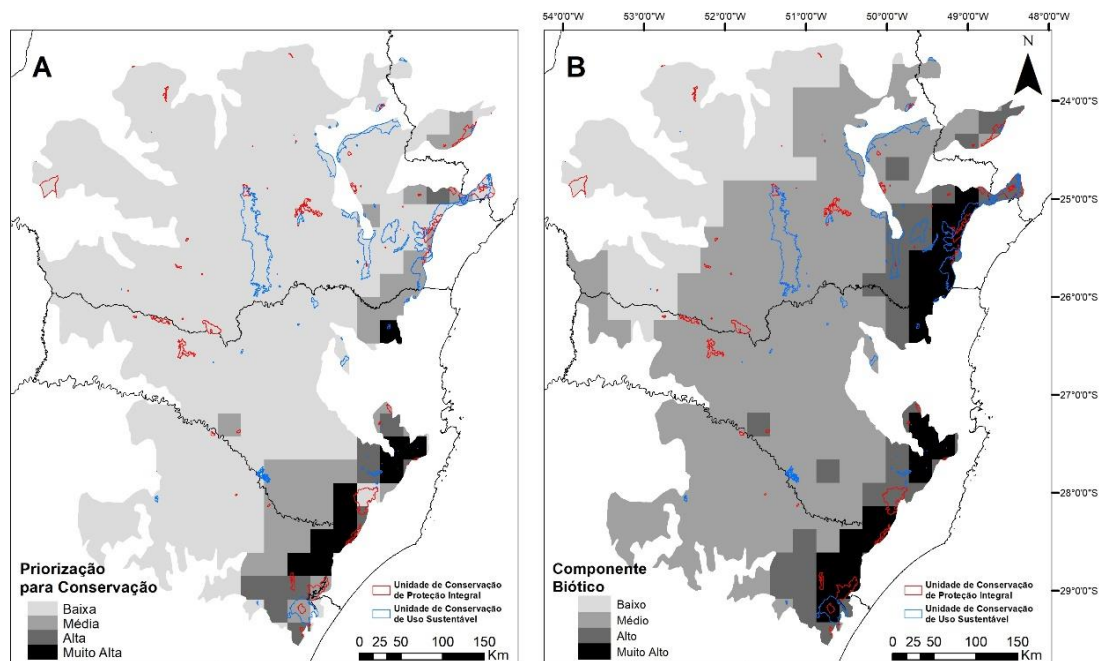
Paraná (Serra do Mar) e nordeste do Rio Grande do Sul (Aparados da Serra), as quais apresentam o componente biótico classificado como muito alto, existem UC's de Proteção Integral de grandes proporções.

FIGURA 1 – PRIORIZAÇÃO DAS ÁREAS PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA NA REGIÃO SUL E SUDESTE DO BRASIL. O BOXPLOT NO CANTO SUPERIOR DIREITO DEMONSTRA A VARIAÇÃO DAS ÁREAS DE REMANESCENTES NÃO PROTEGIDOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO EXISTENTES NAS QUADRÍCULAS DE ACORDO COM SUAS CLASSES DE PRIORIZAÇÃO.



FONTE: O autor (2018)

FIGURA 2 – COMPARAÇÃO DO PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO NOSSO ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL (A) PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS E O COMPONENTE BIÓTICO (B) NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA.



FONTE: O autor (2018)

4 DISCUSSÃO

Considerando nosso levantamento de unidades de conservação para FA, em comparação ao último estudo para região ($=0,39\%$), notamos que houve um expressivo aumento ($=4,21\%$) em áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009). Atualmente, as UC's em FA cobrem cerca de $4,6\%$ de suas áreas e, em específico, as de proteção integral correspondem a $1,4\%$. No entanto, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) propõe que pelo menos 17% das áreas naturais nos países devem ser protegidas (BUTCHART et al., 2010), implicando que ainda seria necessário a criação de novas áreas de proteção na FA. Desta forma, se fossem criadas novas unidades de conservação, considerando as regiões que foram identificadas como muita alta prioridade, teríamos um incremento em cerca 4% ($=7.360,63 \text{ km}^2$) de área sob proteção, o que representa praticamente dobrar as áreas protegidas atualmente ($=4,6\%$, $9.449,54 \text{ km}^2$). Caso isso ocorresse, a Mata Atlântica como um todo passaria de $9,4\%$ a $10,05\%$ de seu território protegido (MMA, 2017).

Por outro lado, esta proposta se torna inviável dentro das esferas política, econômica e socioambiental. Neste sentido, sugerimos que, ao menos,

algumas regiões devam ser consideradas para que ações de conservação sejam planejadas. Assim, indicamos como áreas prioritárias para conservação de anuros na FA aquelas selecionadas no estado de Santa Catarina. Para a região nordeste desse estado, muitas das espécies são conhecidas apenas pela localidade tipo ou que apresentam distribuição restrita (e.g. *Cycloramphus asper* Werner, 1899, *C. bolitoglossus* (Werner, 1897), *C. diringshofeni* Bokermann, 1957, *C. izecksohni* Heyer, 1983, *Hylodes perplicatus* (Miranda-Ribeiro, 1926), *Scythrophrys sawayae* (Cochran, 1953)). Além disto, há a presença de pelo menos 19 espécies (e.g. *Ceratophrys aurita* (Raddi, 1823), *Dendrophryniscus berthalutzae* Izecksohn, 1994 “1993”, *Ischnocnema manezinho* (Garcia, 1996), *Vitreorana eurygnatha* (A. Lutz, 1925), *V. uranoscopa* (Müller, 1924)) que apresentam seus níveis populacionais decrescendo (IUCN, 2017). Neste sentido, esta região torna-se uma importante área para conservação destas espécies. Embora a região apresente uma unidade de conservação (Reserva Particular do Patrimônio Natural Emílio Fiorentino Battistella), há possibilidade para ampliação desses limites ou, ainda, a criação de uma nova UC devido ao seu componente estruturante (268 km² de remanescentes florestais = 46% da área da quadrícula) e baixa densidade populacional. Da mesma maneira, consideramos que a região centro-sudeste, possa vir a ampliar e criar novas UC's, dado seu componente estruturante (>250 km² de remanescentes florestais) e alta diversidade. Nesta região existem algumas UC's, todas de uso sustentável, que apresentam pequenas extensões.

Por fim, destacamos que a região na fronteira de Santa Catarina com o Rio Grande do Sul merece maior atenção para ações de conservação, uma vez que não existem unidades de conservação nesta região e ocorrem os Campos de Altitude, um tipo de vegetação ameaçada que consta com menos de 1% de áreas protegida em UC's (OVERBECK et al. 2007). Ainda, para esta região e nesta fitofisionomia são observadas uma alta diversidade e endemismo florístico (OVERBECK et al., 2007; BOLDRINI et al., 2009). Esta situação é preocupante para algumas espécies de anuros, no qual seus habitat são associados a este tipo de fitofisionomia e endêmicas da FA. Tais espécies registradas nessa região foram *Elachistocleis erythrogaster* Kwet and Di-

Bernardo, 1998, a qual é categorizada como próxima de ameaça (NT) pela IUCN (2017-3), *Hypsiboas aff. joaquini*, *H. leptolineatus* (Braun & Braun, 1977), *Melanophryniscus simplex* Caramaschi & Cruz, 2002 (Dados deficientes pela IUCN, 2017-3) e *Pseudis cardosoi* Kwet, 2000 (CONTE, 2010; HADDAD et al. 2013; IOP; SANTOS; CECHIN, 2016). Neste sentido, faz-se necessário a elaboração de um projeto que viabilize a criação de áreas de proteção de modo que, além de garantir a preservação de espécies de anuros associadas às áreas de campos, promoveria a conservação dos campos de altitude.

Diferentes grupos biológicos apresentam necessidades e medidas distintas para sua conservação. Neste sentido, o maior número de informações sobre diferentes grupos tornam as medidas e priorizações de áreas para conservação mais robustas e com maior grau de confiabilidade (MARGULES; PRESSEY, 2000; BROOKS et al., 2006; BUTCHART et al., 2010). Nossos resultados representam um aspecto da diversidade contida na FA, a qual são os anuros. No entanto, os anuros podem ser considerados um grupo indicador de qualidade ambiental (VITT et al., 1990; LIPS, 1998; RICE; MAZZOTTI; WADDLE, 2007) e isto deve-se aos requerimentos ecológicos dada suas necessidades fisiológicas e reprodutivas (VITT et al., 1990; WELLS, 2007). Por exemplo, as áreas classificadas como de alta prioridade apresentam espécies cujo seus modos reprodutivos necessitam de micro-habitat com características ambientais adequadas, como *Haddadus binotatus* (Spix, 1824), *Ischnocnema guentheri* (Steindachner, 1864), *I. henselii* (Peters, 1872), *I. manezinho*, *I. parva* (Girard, 1853) e *I. sambaqui* (Castanho & Haddad, 2000), que possuem desenvolvimento direto e seus ovos são depositados diretamente no solo da floresta (Modo reprodutivo 23, HADDAD et al., 2013). Dessa forma, para a manutenção dessas espécies é necessário a conservação de florestas preservadas que tenham disponibilidade de ambientes sombreados e úmidos (HADDAD et al., 2013). Outras espécies terrícolas, como as do gênero *Hylodes* spp., necessitam de pequenos riachos no interior da mata com índices altos de umidade para garantir suas atividades de reprodução e desova (HADDAD et al., 2013). Ainda, há a presença de espécies arborícolas, como algumas espécies dos gêneros *Aplastodiscus* spp., *Trachycephalus* spp. e *Vitreorana* spp. que só ocorrem em florestas com baixa ou nenhuma interferência humana

(HADDAD et al., 2013; IUCN, 2017). Dado estas características necessárias a manutenção das espécies de anuros, poderíamos extrapolar as mesmas áreas selecionados como importantes para outros grupos taxonômicos (NORI et al., 2015). Ainda, esta questão pode ser reforçada pela congruência espacial de regiões para conservação propostas por outros estudos na Mata Atlântica, em específico nas regiões destacadas para Santa Catarina (MMA, 2002; RIBEIRO et al., 2013; CAMPOS et al., 2014; SOBRAL et al., 2014; BRUM et al., 2017). Estes estudos utilizaram diferentes grupos biológicos (e.g. flora, invertebrados, vertebrados) bem como, diferentes abordagens (e.g. conectividade funcional de remanescentes florestais, diversidade filogenética e funcional). Portanto, estes resultados, aliado ao que observamos em nosso estudo, reforçam a necessidade de medidas e esforços voltados para conservação nestas áreas.

Neste sentido, consideramos significativa a adequabilidade do nosso índice em expressar e atingir seus objetivos face aos desafios de se conservar. Nosso índice equalizou a relação entre locais que apresentam capacidade de suporte (remanescentes naturais) e alta diversidade biológica sendo ponderado pelo nível de interferência humana e presença de UC's. Isto pode ser evidenciado pelo padrão de distribuição do componente biótico e de nosso índice. Se considerarmos apenas os locais com alta diversidade, superestimaríamos as áreas para conservação. Assim, poderíamos selecionar áreas que não apresentam capacidade de suporte (e.g. densidade populacional, áreas antrópicas e presença de UC's). No entanto, a partir do índice, verificamos que algumas regiões passam a ter menor prioridade, que é associada ao componente restritivo do índice. A inclusão deste componente tem por objetivo evitar a sobreposição com áreas com UC's representativas bem como, minimizar conflitos econômicos e socioambientais, os quais representam um dos maiores desafios para conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000; COWLING et al. 2004; MACE et al., 2006).

A partir do nosso estudo, verificamos que as principais áreas prioritárias para conservação de anuros na Floresta com Araucária encontram-se nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. As regiões que apresentam as maiores classificações para o componente biótico nos estados do Paraná e São Paulo encontram-se protegidas por unidades de conservação.

Consideramos que nosso índice de priorização espacial para conservação é eficaz e significativo para determinar áreas para conservação. Isto pode ser evidenciado pela congruência espacial em comparação com outros estudos que utilizaram diferentes abordagens e grupos taxonômicos. No entanto, entendemos que a validação por outros métodos e abordagens podem ser úteis na indicação de áreas prioritárias para conservação. Neste sentido, destacamos que nosso estudo providencia mais um subsídio para implementação de novas unidades de conservação, em específico para anuros, na região sudeste da Floresta com Araucária.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO M., M. B. et al. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? **Ecography**, Medford, v. 24, n. 1, p. 103–110, 2001.

BECKER, C. G. et al. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae: Contributed paper. **Conservation Biology**, Medford, v. 24, n. 1, p. 287–294, 2010.

BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007.

BOLDRINI, I. I et al. Flora. In: I. I. Boldrini (Ed.). **Biodiversidade dos campos do planalto de araucárias**. Brasília: MMA, 2009. p. 38–94.

BROOKS, T. M. et al. Global biodiversity conservation priorities. **Science**, Washington, v. 313, n. 5783, p. 58–61, 2006.

BROOKS, T. M.; DA FONSECA, G. A. B.; RODRIGUES, A. S. L. Protected areas and species. **Conservation Biology**, Medford, v. 18, n. 3, p. 616–618, 2004.

BRUM, F. T. et al. Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 114, n. 29, p. 7641–7646, 2017.

BUTCHART, S. H. M. et al. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. **Conservation Letters**, Medford, v. 8, n. 5, p. 329–33, 2015.

CAMPOS, F. S. et al. The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 4, n. 12, p. 2505–2514, 2014.

CONTE, C. E. **Diversidade de anfíbios da Floresta com Araucária**. 118 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto. 2010.

COUTO, L. F.; TERRIBILE, L. C.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Padrões espaciais e conservação da diversidade de serpentes do bioma cerrado. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 65–73, 2007.

COWLING, R. M. et al. Nature conservation requires more than a passion for species. **Conservation Biology**, Medford, v. 18, n. 6, p. 1674–1676, 2004.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 997–1008, 2006.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; TELLES, M. P. DE C. Optimization procedures for establishing reserve networks for biodiversity conservation taking into account population genetic structure. **Genetics and Molecular Biology**, v. 29, n. 2, p. 207–214, 2006.

ETEROVICK, P. C. et al. Amphibian declines in Brazil: An overview. **Biotropica**, Medford, v. 37, n. 2, p. 166–179, 2005.

FIDELIS, A. South Brazilian Campos grasslands: biodiversity, conservation and the role of disturbance. In RUNAS, J.; DAHLGREN, T. (Ed.). **Grassland biodiversity: habitat types, ecological processes and environmental impacts**. New York: Nova Science Pub Incorporated, 2010. p. 223–239.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference, Version 6.0. **American Museum of Natural History**. Disponível em <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>, acessado em: 08 mar. 2017.

GARCÍA-MUÑOZ, E. et al. Optimizing protection efforts for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 49, n. March, p. 45–52, 2013.

GRAHAM, C. H. et al. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 19, n. 9, p. 497–503, 2004.

HADDAD, C. F. B. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica – diversidade e biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.

HUECK, K. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, Universidade de São Paulo, v. 10, p. 5–24, 1953.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 17 set. 2017.

IOP, S.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. **Anfíbios anuros dos Campos Sulinos: espécies com ocorrência nas áreas campestres do Pampa e da Mata Atlântica**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 08. nov. 2017.

KAHILAINEN, A.; PUURTINEN, M.; KOTIAHO, J. S. Conservation implications of species-genetic diversity correlations. **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 2, p. 315–323, 2014.

LE SAOUT, S. et al. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, Washington, v. 342, n. 6160, p. 803–805, 2013.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (Ed.). **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro: 1990. v.2. p.113–150.

LIPS, K. R. Decline of a tropical montane amphibian fauna. **Conservation Biology**, Medford, v. 12, n. 1, p. 106–117, 1998.

LOUCKS, C. et al. Explaining the global pattern of protected area coverage: Relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 35, n. 8, p. 1337–1348, 2008.

LOYOLA, R.; MACHADO, N. Áreas prioritárias para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. In: POUGY, N; et al. (Ed.). **Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional**. Rio de Janeiro : CNCFlora : Jardim Botânico do Rio de Janeiro : Laboratório de Biogeografia da Conservação: Andrea Jakobsson Estúdio, 2015. p. 49–77.

MACE, G. M.; POSSINGHAM, H. P.; LEADER-WILLIAMS, N. Prioritizing choices in conservation. In: MACDONALD, D.; SERVICE, K. (Ed.). **Key Topics in Conservation Biology**. Oxford: Blackwell Publishers, 2006. p. 17–34.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização, sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2002.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Unidades de Conservação por Bioma. Unidades de Conservação por Bioma**, p. 1, 2017. Disponível em <www.mma.gov.br/cadastro_uc>. Acessado em: 18 nov. 2017.

MOORE, C. H. et al. Improving spatial prioritisation for remote marine regions: Optimising biodiversity conservation and sustainable development trade-offs. **Scientific Reports**, Londres, v. 6, n. March, p. 1–12, 2016.

MUHUMUZA, M.; BALKWILL, K. Factors Affecting the Success of Conserving Biodiversity in National Parks: A Review of Case Studies from Africa. **International Journal of Biodiversity**, Londres, v. 2013, p. 1–20, 2013.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 2000.

NOGUEIRA, C. et al. Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1–2, p. 43–53, 2009.

NORI, J.; et al. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 191, p. 367–374, 2015.

OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: the Southern Campos. **Perspectives in Plant Ecology and Systematics**, Amsterdam, v. 9, p. 101–116, 2007.

POLASKY, S. Why conservation planning needs socioeconomic data. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 105, n. 18, p. 6505–6506, 2008.

R CORE TEAM. R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, p. R Foundation for Statistical Computing, 2017.

REDFORD, K. H. et al. Mapping the conservation landscape. **Conservation Biology**, Medford, v. 17, n. 1, p. 116–131, 2003.

RIBEIRO, M. C. et al. Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas. In CUNHA, A.A.; GUEDES, F. B. (Ed.). **Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2013. p. 137–164.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.29, 2009.

RICE, K. G.; MAZZOTTI, F. J.; WADDLE, J. H. Use of amphibians as indicators of ecosystem restoration success. **Wildlife Research**, Melbourne, n. October, p. 1–5, 2007.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2005.

SOBRAL, F. L. et al. Spatial conservation priorities for top predators reveal mismatches among taxonomic, phylogenetic and functional diversity. **Natureza e Conservação**, Amsterdam, v. 12, n. 2, p. 150–155, 2014.

SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2017. Relatório Técnico.

STUART, S. N. et al. **Threatened Amphibians of the World**. Barcelona: Lynx Edicions; Gland: IUCN; Arlington: Conservation International, 2008.

URBINA-CARDONA, J. N. Conservation of Neotropical Herpetofauna: Research Trends and Challenges. **Tropical Conservation Science**, Thousand Oaks, v. 11, n. 44, p. 359–375, 2008.

URBINA-CARDONA, J. N.; LOYOLA, R. D. Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? **Tropical Conservation Science**, Thousand Oaks, v. 4, n. 4, p. 417–445, 2008.

VITT, L. J. et al. C. Amphibians as harbingers of decay. **BioScience**, Oxford, v. 40, n. 6, p. 418, 1990.

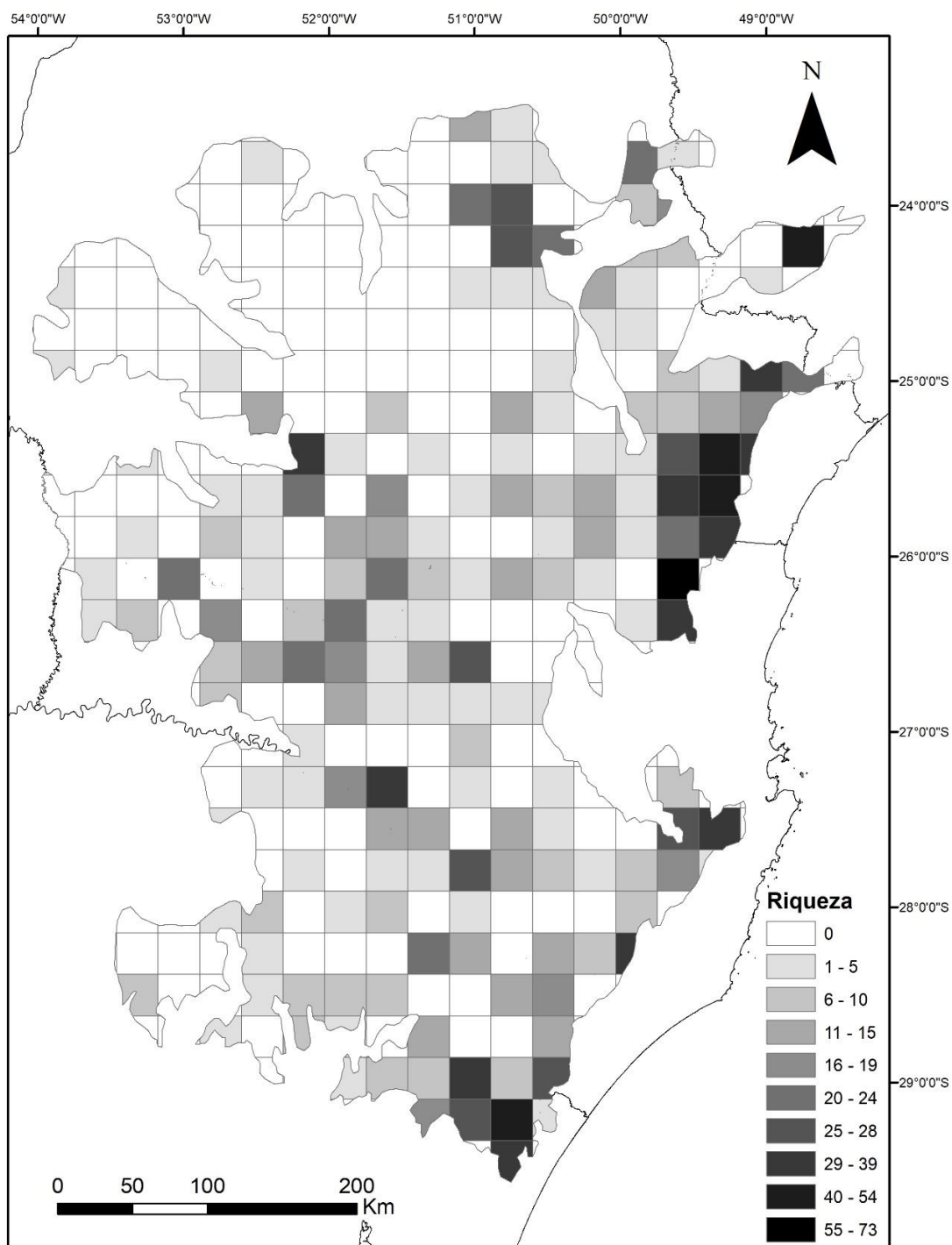
WELLS, K. D. **The ecology and behavior of amphibians**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – LISTA DAS COLEÇÕES CONSULTADAS E NÚMERO DE REGISTROS

Instituição	Forma de obtenção	Registros
Espécimes a serem depositados no Museu de História Capão da Imbuia e Universidade Estadual Paulista - Campus de São José do Rio Preto	Tese Carlos Eduardo Conte (CONTE, 2010)	515
Coleção Célio F. B. Haddad	<i>SpeciesLink</i>	2.262
Coleção Adolpho Lutz	Visita	120
Universidade Estadual Paulista - Campus de São José do Rio Preto	<i>SpeciesLink</i>	854
Museu de História Natural Capão da Imbuia	Visita	2.408
Museu Nacional do Rio de Janeiro	Visita	1.572
Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo	Visita (registros até 2010)	1.804
Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul - Museu de Ciências e Tecnologia	<i>SpeciesLink</i>	3.207
Universidade Estadual de Londrina	<i>SpeciesLink</i>	54
Universidade Federal de Minas Gerais	<i>SpeciesLink</i>	788
Universidade Federal do Mato Grosso	<i>SpeciesLink</i>	8
Universidade Estadual de Campinas - Museu de Zoologia "Adão José Cardoso"	<i>SpeciesLink</i>	554

APÊNDICE 2 – MAPA COM OS REGISTROS DE OCORRÊNCIA DE ANUROS PARA FLORESTA COM ARAUCÁRIA A PARTIR DO LEVANTAMENTO NOS MUSEUS E *SPECIESLINK*.



APÊNDICE 3 – LISTA DE ESPÉCIES COM SEUS RESPECTIVOS VALORES PARA OS ATRIBUTOS CONSIDERADOS NAS ANÁLISES.

<i>Taxa</i>	POQ	DIG	MRP	SRP	ABO	ABN	TMA	REX	STP
<i>Adenomera aff. marmorata</i>	4	3	3	1	1	1	3	1	1
<i>Adenomera araucária</i> Kwet & Angulo, 2003	4	3	3	2	2	1	2	1	1
<i>Adenomera nana</i> Müller, 1922	4	3	3	2	2	1	2	1	2
<i>Aparasphenodon bokermanni</i> Pombal, 1993	4	3	1	2	2	2	3	2	2
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (A. Lutz & B. Lutz, 1938)	4	3	2	1	2	1	4	1	3
<i>Aplastodiscus cochranæ</i> (Mertens, 1952)	4	3	2	1	1	2	4	1	1
<i>Aplastodiscus ehrhardti</i> (Müller, 1924)	4	3	2	1	2	2	4	1	3
<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz in B. Lutz, 1950	1	2	2	1	2	1	2	1	1
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)	4	3	2	2	2	1	3	1	3
<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)	4	3	3	2	2	1	3	1	3
<i>Brachycephalus brunneus</i> Ribeiro, Alves, Haddad & dos Reis, 2005	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Brachycephalus coloratus</i> Ribeiro, Blackburn, Stanley, Pie, and Bornschein, 2017	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Brachycephalus ferruginus</i> Alves, Ribeiro, Haddad & dos Reis, 2006	4	3	1	2	2	1	4	2	2
<i>Brachycephalus pernix</i> Pombal, Wistuba & Bornschein, 1998	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Brachycephalus sulfuratus</i> Condez, Monteiro, Comitti, Garcia, Amaral, and Haddad, 2016	4	3	1	2	2	1	4	2	2
<i>Ceratophrys aurita</i> (Raddi, 1823)	3	3	1	2	2	3	3	1	3
<i>Chiasmocleis leucosticta</i> (Boulenger, 1888)	4	3	4	2	2	1	3	1	1
<i>Crossodactylus caramaschii</i> Bastos & Pombal, 1995	4	3	2	2	2	1	3	1	1
<i>Crossodactylus schmidtii</i> Gallardo, 1961	4	3	2	2	2	1	4	3	3
<i>Cycloramphus acangatan</i> Verdade & Rodrigues, 2003	4	3	2	2	2	1	3	3	1
<i>Cycloramphus asper</i> Werner, 1899	4	3	2	2	2	3	4	2	3
<i>Cycloramphus bolitoglossus</i> (Werner, 1897)	4	3	2	2	2	3	4	2	3
<i>Cycloramphus diringshofeni</i> Bokermann, 1957	4	3	2	2	2	3	4	2	2
<i>Cycloramphus duseni</i> (Andersson, 1914)	4	3	2	2	2	3	4	2	2
<i>Cycloramphus eleutherodactylus</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	4	3	2	2	2	2	4	2	2
<i>Cycloramphus izecksohni</i> Heyer, 1983	4	3	2	2	2	1	3	2	3
<i>Cycloramphus mirandaribeiroi</i> Heyer, 1983	4	3	2	2	2	3	4	2	2
<i>Cycloramphus rhyakonastes</i> Heyer, 1983	4	3	2	2	2	2	4	1	2
<i>Cycloramphus valae</i> Heyer, 1983	4	3	2	2	2	3	4	2	2
<i>Dendrophryniscus berthalutzae</i> Izecksohn, 1994 "1993"	4	3	4	2	2	3	4	1	3
<i>Dendrophryniscus leucomystax</i> Izecksohn, 1968	4	3	1	2	2	1	4	1	3
<i>Dendrophryniscus stawiarskyi</i> Izecksohn, 1994 "1993"	4	4	2	2	2	1	4	2	2
<i>Dendropsophus anceps</i> (A. Lutz, 1929)	4	3	1	2	2	1	2	1	3
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	4	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Dendropsophus micros</i> (Peter, 1872)	3	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	1	1	1	2	2	1	2	1	1
<i>Dendropsophus nahdereri</i> (B. Lutz & Bokermann, 1963)	4	3	1	2	1	2	4	1	1
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	2	1	1	2	2	1	2	1	1
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	1	2	1	2	2	1	2	1	1

Taxa	POQ	DIG	MRP	SRP	ABO	ABN	TMA	REX	STP
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	4	3	1	2	1	2	2	1	1
<i>Dendropsophus weneri</i> (Cochran, 1952)	4	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Elachistocleis bicolor</i> (Valenciennes in Guérin-Ménéville, 1838)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Elachistocleis erythrogaster</i> Kwet and Di-Bernardo, 1998	4	4	1	2	2	2	4	3	3
<i>Fritziana</i> aff. <i>fissilis</i>	4	3	4	2	2	1	2	1	1
<i>Gastrotheca microdiscus</i> (Andersson in Lönnberg & Andersson, 1910)	4	3	4	2	2	2	4	1	3
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	3	3	1	2	2	1	3	1	1
<i>Hylodes</i> aff. <i>asper</i>	4	3	2	2	2	1	3	1	1
<i>Hylodes cardosoi</i> Lingnau, Canedo & Pombal, 2008	4	3	2	2	2	1	4	1	2
<i>Hylodes heyeri</i> Haddad, Pombal & Bastos, 1996	4	3	2	2	2	1	3	2	2
<i>Hylodes meridionalis</i> (Mertens, 1927)	4	3	2	2	2	1	4	1	3
<i>Hylodes perplicatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	4	3	2	2	2	2	4	1	3
<i>Hypsiboas</i> aff. <i>caipora</i>	4	4	1	2	2	2	2	2	2
<i>Hypsiboas</i> aff. <i>curupi</i>	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Hypsiboas</i> aff. <i>joaquina</i>	4	4	1	2	1	3	4	1	1
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> (Spix, 1824)	4	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	3	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas caingua</i> (Carrizo, 1991 "1990")	4	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	1	3	2	2	1	1	2	1	1
<i>Hypsiboas guentheri</i> (Boulenger, 1886)	4	3	1	2	1	1	2	1	1
<i>Hypsiboas jaguariaivensis</i> Caramaschi, Cruz & Segalla, 2010	4	4	1	2	2	1	2	2	2
<i>Hypsiboas leptolineatus</i> (P. Braun & C. Braun, 1977)	3	4	1	1	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas marginatus</i> (Boulenger, 1887)	4	3	1	2	2	2	4	1	3
<i>Hypsiboas pardalis</i> (Spix, 1824)	4	3	3	2	1	1	2	1	1
<i>Hypsiboas poaju</i> Garcia, Peixoto & Haddad, 2008	4	3	1	2	2	1	3	2	2
<i>Hypsiboas prasinus</i> (Burmeister, 1856)	3	3	1	1	1	1	2	1	1
<i>Hypsiboas pulchellus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	2	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas semiguttatus</i> (A. Lutz, 1925)	4	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Hypsiboas stellae</i> Kwet, 2008	4	3	1	2	2	1	4	1	1
<i>Ischnocnema guentheri</i> (Steindachner, 1864)	3	3	1	2	2	1	3	1	1
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1872)	4	3	1	2	2	1	4	1	2
<i>Ischnocnema manezinho</i> (Garcia, 1996)	4	3	1	2	2	3	3	3	3
<i>Ischnocnema paranaenses</i> (Langone & Segalla, 1996)	4	4	1	2	2	3	4	2	2
<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)	4	3	1	2	2	1	3	1	3
<i>Ischnocnema sambaqui</i> (Castanho & Haddad, 2000)	4	3	1	2	2	3	3	2	2
<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril & Bibron, 1841)	4	3	1	2	2	1	4	1	3
<i>Leptodactylus elenae</i> Heyer, 1978	4	2	2	2	2	1	2	1	2
<i>Leptodactylus flavopictus</i> Lutz, 1926	4	3	3	2	2	3	3	1	3
<i>Leptodactylus furnarius</i> Sazima & Bokermann, 1978	4	2	2	2	2	2	2	1	1
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	1	1	2	2	2	1	2	1	1
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1	2	2	2	2	1	2	1	1

Taxa	POQ	DIG	MRP	SRP	ABO	ABN	TMA	REX	STP
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	4	1	1	2	2	1	2	1	1
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	1	1	1	2	1	1	2	1	1
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	1	2	2	2	2	1	2	1	1
<i>Leptodactylus notoaktites</i> Heyer, 1978	3	3	2	2	2	1	2	1	1
<i>Leptodactylus plaumanni</i> Ahl, 1936	2	3	2	2	2	1	2	1	1
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	4	1	3	2	2	1	2	1	1
<i>Limnomedusa macroglossa</i> (Duméril & Bibron, 1841)	3	2	1	2	1	1	2	1	1
<i>Melanophryniscus alipioi</i> Langone, Segalla, Bornschein & de Sá, 2008	4	3	3	2	2	1	4	2	2
<i>Melanophryniscus atroluteus</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	4	2	1	2	2	1	3	1	1
<i>Melanophryniscus cambaraensis</i> Braun & Braun, 1979	4	4	1	2	1	2	4	2	3
<i>Melanophryniscus devincenzii</i> Klappenbach, 1968	4	2	1	2	2	1	3	3	3
<i>Melanophryniscus gr. tumifrons</i>	3	3	1	2	1	1	2	1	2
<i>Melanophryniscus macrogranulosus</i> Braun, 1973	4	3	1	2	2	1	2	3	3
<i>Melanophryniscus simplex</i> Caramaschi & Cruz, 2002	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Melanophryniscus spectabilis</i> Caramaschi & Cruz, 2002	4	4	1	2	2	1	4	2	2
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Phasmahyla cochranæ</i> (Bokermann, 1966)	4	3	2	2	2	2	3	1	3
<i>Phyllomedusa distincta</i> A. Lutz in B. Lutz, 1950	4	3	3	2	2	1	3	1	3
<i>Phyllomedusa rustica</i> (Bruschi, Lucas, Garcia, and Recco-Pimentel, 2015)	4	4	3	2	2	1	3	2	2
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	3	3	3	2	1	1	2	1	1
<i>Physalaemus aff. gracilis</i>	1	3	1	2	2	1	2	1	1
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	1	1	1	2	2	1	2	1	1
<i>Physalaemus henselii</i> (Peters, 1872)	3	2	1	2	2	3	2	1	1
<i>Physalaemus lateristriga</i> (Steindachner, 1864)	4	3	1	2	2	1	4	2	2
<i>Physalaemus lisei</i> Braun & Braun, 1977	4	3	1	2	1	1	3	1	3
<i>Physalaemus maculiventris</i> (Lutz, 1925)	4	3	1	2	2	2	3	1	3
<i>Physalaemus nanus</i> (Boulenger, 1888)	4	3	2	2	1	1	2	1	1
<i>Physalaemus riograndensis</i> Milstead, 1960	4	2	1	2	2	3	2	1	1
<i>Pleurodema bibroni</i> Tschudi, 1838	4	3	1	2	2	3	4	3	3
<i>Proceratophrys avelinoi</i> Mercadal del Barrio & Barrio, 1993	2	3	1	2	1	2	3	1	2
<i>Proceratophrys bigibbosa</i> (Peters, 1872)	4	3	1	2	2	2	4	3	3
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	4	3	1	1	2	1	2	1	1
<i>Proceratophrys brauni</i> Kwet & Faivovich, 2001	4	4	1	2	2	2	4	1	3
<i>Proceratophrys subguttata</i> Izecksohn, Cruz & Peixoto, 1999 "1998"	4	3	1	2	2	3	4	1	3
<i>Pseudis cardosoi</i> Kwet, 2000	4	4	1	2	2	1	2	1	1
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Rhinella abei</i> (Baldiçsera-Jr, Caramaschi & Haddad, 2004)	4	3	2	1	1	1	2	1	2
<i>Rhinella henseli</i> (A. Lutz, 1934)	4	4	1	2	1	1	2	1	2
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	1	3	1	1	1	1	2	1	1
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	4	3	1	1	1	1	2	1	2
<i>Scinax aromothyella</i> Faivovich, 2005	4	3	1	2	2	1	3	2	2

Taxa	POQ	DIG	MRP	SRP	ABO	ABN	TMA	REX	STP
<i>Scinax catharinae</i> (Boulenger, 1888)	4	3	1	2	2	2	3	1	1
<i>Scinax cf. berthae</i>	1	2	1	2	1	1	3	1	1
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	2	1	1	2	2	1	2	1	1
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	1	1	1	2	2	1	1	1	1
<i>Scinax gr. perpusillus</i>	4	3	3	2	2	1	3	1	1
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Scinax imbegue</i>	4	3	1	2	2	1	2	2	2
Nunes, Kwet & Pombal, 2012									
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	1	3	1	2	1	1	3	1	2
<i>Scinax rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	3	3	1	2	1	1	3	1	3
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1925)	1	2	1	2	2	1	2	1	1
<i>Scinax tymbamirim</i> Nunes, Kwet & Pombal, 2012	4	3	1	2	2	1	2	2	2
<i>Scinax uruguayus</i> (Schmidt, 1944)	3	2	1	2	2	2	4	1	1
<i>Scythrophrys sawayae</i> (Cochran, 1953)	4	3	1	2	2	2	3	1	3
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i> Toledo, Garcia, Lingnau & Haddad, 2007	4	3	1	2	1	1	4	1	1
<i>Sphaenorhynchus surdus</i> (Cochran, 1953)	3	4	1	2	1	1	4	1	1
<i>Thoropa saxatilis</i> Crocoft & Heyer, 1988	4	3	2	2	2	1	4	3	3
<i>Trachycephalus dibernardoi</i> Kwet & Solé, 2008	4	3	1	2	2	2	3	1	2
<i>Trachycephalus imitatrix</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	2	3	1	2	2	2	4	1	3
<i>Trachycephalus mesophaeus</i> (Hensel, 1867)	3	3	1	2	2	1	3	1	3
<i>Vitreorana eurygnatha</i> (A. Lutz, 1925)	3	2	2	2	2	2	3	1	3
<i>Vitreorana parvula</i> (Boulenger, 1895 “1894”)	4	4	2	2	2	2	4	2	2
<i>Vitreorana uranoscopa</i> (Müller, 1924)	1	3	2	2	3	2	2	1	3

Legenda: As espécies em negrito são àquelas cuja as informações foram consideradas conforme as espécies irmãs. Proporção da ocorrência das espécies nas quadrículas (POQ); distribuição geográfica (DIG); modo reprodutivo (MRP); sítio reprodutivo (SRP) tolerância a modificações no ambiente (TMA); Habitat (HAB); abundância na natureza (ABN); risco de extinção (REX) e *status* populacional (STP), ambas de acordo com IUCN (2017-3).

APÊNDICE 4 – RESULTADOS OBTIDOS COM O ÍNDICE DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA CONSERVAÇÃO DE ANUROS NA FLORESTA COM ARAUCÁRIA. TODOS OS VALORES BRUTOS E, POSTERIORMENTE, CLASSIFICADOS DOS COMPONENTES E SEUS FATORES SÃO DEMONSTRADOS

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
346	Muito Alta	192	59	4	1063	4	3	3	48	429	4	4	13,06	1	0,44	1	10,15	1	1
333	Muito Alta	192	55	4	981	4	3	3	48	640,51	4	4	17,08	1	4,32	1	0,03	1	1
345	Muito Alta	192	52	4	928	4	3	3	48	538,93	4	4	30,26	1	2,80	1	0	1	1
292	Muito Alta	96	54	4	981	4	5	3	48	381,39	4	4	43,85	2	24,36	1	1,10	1	2
291	Muito Alta	96	57	4	1034	4	6	4	64	238,29	3	3	56,92	2	8,73	1	0,10	1	2
225	Muito Alta	96	63	4	1155	4	7	4	64	268,91	3	3	54,40	2	19,68	1	1,88	1	2
304	Muito Alta	96	56	4	1017	4	4	3	48	464,12	4	4	37,82	2	2,88	1	0,66	1	2
318	Muito Alta	96	50	4	879	3	1	2	24	663,03	4	4	10,83	1	1,75	1	3,43	1	1
358	Muito Alta	96	56	4	1002	4	3	3	48	371,49	4	4	48,71	2	4,23	1	0	1	2
357	Muito Alta	96	52	4	921	4	4	3	48	374,40	4	4	50,66	2	3,78	1	1,38	1	2
305	Alta	72	49	4	885	3	3	3	36	64,50	2	2	19,84	1	3,64	1	2,12	1	1
334	Alta	72	56	4	1010	4	5	3	48	170,51	3	3	11,75	1	0,64	1	31,22	2	2
114	Alta	72	60	4	1084	4	5	3	48	217,34	3	3	56,16	2	4,83	1	1,37	1	2
277	Alta	72	53	4	964	4	3	3	48	350,37	3	3	46,96	2	6,08	1	0,21	1	2
365	Alta	54	48	3	839	3	5	3	27	473,24	4	4	38,76	2	0,50	1	0	1	2
290	Alta	54	50	4	897	3	3	3	36	223,36	3	3	60,68	2	2	1	0,08	1	2
371	Alta	54	49	4	856	3	4	3	36	269,98	3	3	60,64	2	20,04	1	0,02	1	2
366	Alta	48	58	4	1039	4	6	4	64	355,23	3	3	43,96	2	3,94	1	15,24	2	4
303	Alta	48	52	4	929	4	1	2	32	353,26	3	3	49,35	2	18,53	1	5,09	1	2
375	Alta	40,50	46	3	799	3	5	3	27	213,08	3	3	50,17	2	7,86	1	4,61	1	2
364	Alta	40,50	40	3	680	3	4	3	27	299,67	3	3	60,01	2	6,90	1	0	1	2

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
356	Média	36	44	3	753	3	2	2	18	410,56	4	4	46,87	2	0,96	1	0	1	2
332	Média	36	46	3	791	3	0	1	9	555,71	4	4	28,09	1	22,61	1	0	1	1
344	Média	36	44	3	750	3	0	1	9	517,35	4	4	33,05	1	10,77	1	0	1	1
331	Média	36	42	3	710	3	0	1	9	603,04	4	4	21,96	1	0,16	1	0	1	1
316	Média	36	40	3	671	3	0	1	9	659,55	4	4	14,65	1	0,15	1	0	1	1
317	Média	36	41	3	692	3	0	1	9	720,90	4	4	6,71	1	7,51	1	0	1	1
57	Média	32	55	4	961	4	2	2	32	170,23	3	3	67,35	3	23,71	1	10,86	1	3
206	Média	32	67	4	1218	4	8	4	64	159,76	3	3	77,99	3	112,02	2	0	1	6
343	Média	27	42	3	708	3	1	2	18	276,39	3	3	64,23	2	1,42	1	0	1	2
242	Média	24	55	4	1009	4	4	3	48	2,62	1	1	40,34	2	46,49	1	0	1	2
278	Média	24	51	4	921	4	3	3	48	49,54	1	1	36,49	2	15,43	1	0	1	2
186	Média	24	60	4	1082	4	5	3	48	84,87	2	2	89,02	4	28,33	1	0	1	4
224	Média	24	51	4	887	3	2	2	24	164,12	3	3	77,76	3	3,27	1	0	1	3
330	Média	24	39	3	654	2	1	2	12	418,62	4	4	45,79	2	0,06	1	0,05	1	2
301	Média	24	37	3	625	2	1	2	12	485,68	4	4	37,15	2	1,87	1	0	1	2
315	Média	24	38	3	633	2	0	1	6	532,90	4	4	30,77	1	0,36	1	0,57	1	1
168	Média	24	63	4	1129	4	4	3	48	72,07	2	2	64,06	2	21,99	1	35,64	2	4
115	Média	21,33	55	4	982	4	2	2	32	118,34	2	2	26,69	1	2,02	1	58,41	3	3
320	Média	21,33	54	4	966	4	1	2	32	69,11	2	2	72,04	3	5,77	1	0	1	3
187	Média	21,33	65	4	1199	4	6	4	64	96,07	2	2	79,16	3	11,22	1	21,50	2	6
372	Média	21,33	57	4	1016	4	8	4	64	124,91	2	2	55,04	2	2,04	1	64,77	3	6
265	Média	18	49	4	891	3	3	3	36	73,08	2	2	35,08	2	7,88	1	18,65	2	4
299	Média	18	37	3	616	2	1	2	12	316,13	3	3	57,08	2	6,36	1	2,84	1	2
355	Média	18	39	3	657	2	3	3	18	167,67	3	3	76,46	3	4,08	1	0	1	3
300	Média	18	40	3	672	3	1	2	18	449,01	4	4	41,90	2	86,26	2	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
347	Média	16	52	4	935	4	3	3	48	9,46	1	1	16,31	1	1,06	1	42,75	3	3
367	Média	16	58	4	1045	4	5	3	48	106,62	2	2	42,17	2	6	1	45,71	3	6
150	Média	16	63	4	1148	4	7	4	64	8,50	1	1	8,79	1	1,21	1	89,83	4	4
205	Média	16	50	4	862	3	1	2	24	132,69	2	2	82,83	3	56,38	1	0	1	3
76	Média	16	52	4	898	3	1	2	24	86,48	2	2	78,96	3	50,60	1	0,95	1	3
113	Média	16	54	4	943	4	1	2	32	80,52	2	2	86,36	4	6,64	1	0,96	1	4
276	Média	13,50	45	3	804	3	3	3	27	53,18	1	1	64,74	2	8,38	1	2,47	1	2
264	Média	13,50	44	3	782	3	3	3	27	13,99	1	1	57,46	2	14,14	1	0	1	2
302	Média	13,50	44	3	751	3	0	1	9	334,72	3	3	56,69	2	4,37	1	0	1	2
207	Média	12	61	4	1126	4	5	3	48	15,51	1	1	64,44	2	5,69	1	27,41	2	4
77	Média	12	51	4	879	3	0	1	12	130,52	2	2	15,18	1	1,50	1	26,99	2	2
270	Média	12	39	3	657	2	3	3	18	100,30	2	2	85,95	3	35,24	1	1,47	1	3
128	Média	12	46	3	775	3	1	2	18	90,39	2	2	82,43	3	3,44	1	6,84	1	3
319	Baixa	10,67	55	4	993	4	2	2	32	131,88	2	2	40,52	2	1,90	1	55,29	3	6
131	Baixa	10,67	68	4	1257	4	10	4	64	41,67	1	1	48,89	2	3,52	1	56,02	3	6
279	Baixa	9	43	3	772	3	2	2	18	5,07	1	1	56,55	2	39,45	1	0	1	2
241	Baixa	9	44	3	761	3	1	2	18	43,18	1	1	40,75	2	6	1	0	1	2
373	Baixa	9	47	3	809	3	2	2	18	78,39	2	2	52,66	2	6,46	1	27,12	2	4
374	Baixa	9	41	3	701	3	3	3	27	23,22	1	1	68,97	3	2,50	1	0	1	3
185	Baixa	9	47	3	807	3	1	2	18	81,53	2	2	88,68	4	46,47	1	5,57	1	4
184	Baixa	9	44	3	744	3	1	2	18	91,43	2	2	88,17	4	50,81	1	0	1	4
93	Baixa	9	44	3	733	3	1	2	18	98,77	2	2	87,22	4	3,42	1	0	1	4
165	Baixa	9	42	3	705	3	0	1	9	162,66	3	3	78,92	3	3,26	1	0,03	1	3
58	Baixa	8	51	4	888	3	2	2	24	27,11	1	1	83,48	3	14,92	1	5,81	1	3
234	Baixa	8	35	2	584	2	3	3	12	142,52	2	2	81,41	3	1,78	1	0,19	1	3

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
216	Baixa	8	35	2	577	2	2	2	8	207,66	3	3	71,45	3	43,26	1	2,84	1	3
314	Baixa	8	34	2	561	2	1	2	8	232,74	3	3	69,88	3	0,49	1	0	1	3
169	Baixa	8	51	4	922	4	2	2	32	3,79	1	1	27,84	1	0,24	1	91,87	4	4
129	Baixa	8	52	4	897	3	1	2	24	105,08	2	2	85,35	3	251,98	2	10,71	1	6
163	Baixa	8	38	3	617	2	1	2	12	122,16	2	2	84,19	3	17,14	1	0	1	3
342	Baixa	8	38	3	637	2	1	2	12	128,34	2	2	83,26	3	1,36	1	0	1	3
297	Baixa	8	35	2	580	2	1	2	8	181,58	3	3	76,50	3	3,85	1	0	1	3
237	Baixa	8	35	2	573	2	1	2	8	191,91	3	3	75,17	3	1,55	1	0	1	3
130	Baixa	8	62	4	1112	4	3	3	48	62,60	2	2	91,75	4	455,83	3	3,91	1	12
240	Baixa	6,75	41	3	683	3	0	1	9	183,01	3	3	38,24	2	3,74	1	13	2	4
359	Baixa	6	47	3	833	3	2	2	18	3,14	1	1	68,31	3	17,45	1	0	1	3
262	Baixa	6	34	2	564	2	0	1	4	232,61	3	3	46,84	2	1,10	1	0	1	2
38	Baixa	6	52	4	903	3	2	2	24	6,28	1	1	96,38	4	22,69	1	0	1	4
239	Baixa	6	35	2	570	2	0	1	4	187,16	3	3	57,98	2	3,29	1	0	1	2
132	Baixa	6	49	4	875	3	1	2	24	0	1	1	10,72	1	1,90	1	100	4	4
167	Baixa	6	55	4	962	4	3	3	48	58,80	1	1	92,35	4	145,94	2	0,74	1	8
74	Baixa	6	42	3	697	3	0	1	9	121,77	2	2	84,07	3	4,01	1	0	1	3
204	Baixa	6	43	3	720	3	0	1	9	132,90	2	2	82,80	3	45,94	1	0	1	3
111	Baixa	6	45	3	756	3	0	1	9	135,23	2	2	81,96	3	3,85	1	0,18	1	3
223	Baixa	6	41	3	688	3	0	1	9	87,21	2	2	73,61	3	6,84	1	0,53	1	3
252	Baixa	6	33	2	541	2	0	1	4	172,88	3	3	36,22	2	0,34	1	0	1	2
56	Baixa	6	50	4	858	3	0	1	12	71,13	2	2	90,51	4	16,44	1	0	1	4
199	Baixa	5,33	35	2	580	2	2	2	8	139,94	2	2	81,89	3	13,80	1	0	1	3
284	Baixa	5,33	35	2	584	2	1	2	8	125,77	2	2	83,73	3	2,77	1	0	1	3
51	Baixa	5,33	35	2	572	2	1	2	8	84,70	2	2	83,51	3	10,08	1	0	1	3

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
341	Baixa	5,33	35	2	574	2	1	2	8	145,52	2	2	81,17	3	5,78	1	0	1	3
351	Baixa	5,33	30	2	495	2	2	2	8	101,85	2	2	84,33	3	21,87	1	0	1	3
340	Baixa	5,33	32	2	522	2	1	2	8	110,32	2	2	85,49	3	29,84	1	0	1	3
293	Baixa	4,50	43	3	772	3	2	2	18	23,49	1	1	59,28	2	144,60	2	0	1	4
116	Baixa	4,50	48	3	862	3	2	2	18	0,35	1	1	26,24	1	2,58	1	99,63	4	4
166	Baixa	4,50	47	3	805	3	1	2	18	64,61	2	2	87,61	4	47,88	1	23,91	2	8
289	Baixa	4,50	42	3	710	3	0	1	9	96,30	2	2	87,54	4	2,54	1	0	1	4
369	Baixa	4	33	2	551	2	2	2	8	1,39	1	1	63,75	2	31,03	1	0	1	2
313	Baixa	4	35	2	584	2	2	2	8	86,26	2	2	88,77	4	2,38	1	0,36	1	4
288	Baixa	4	36	2	606	2	1	2	8	95,83	2	2	87,60	4	3,54	1	0	1	4
247	Baixa	4	34	2	558	2	1	2	8	100,87	2	2	86,95	4	37,69	1	0	1	4
370	Baixa	4	36	2	611	2	3	3	12	67,88	2	2	81,61	3	181,46	2	0	1	6
126	Baixa	4	38	3	624	2	0	1	6	97,78	2	2	83,93	3	4,90	1	4,94	1	3
222	Baixa	4	37	3	605	2	0	1	6	126,24	2	2	82,19	3	24,95	1	0	1	3
145	Baixa	4	37	3	608	2	0	1	6	140,92	2	2	81,76	3	7,36	1	0	1	3
287	Baixa	4	35	2	591	2	1	2	8	160,77	3	3	79,20	3	166,39	2	0	1	6
285	Baixa	4	35	2	574	2	0	1	4	173,09	3	3	77,60	3	9	1	0	1	3
238	Baixa	4	36	2	587	2	0	1	4	195,78	3	3	74,66	3	0,95	1	0	1	3
221	Baixa	4	35	2	570	2	0	1	4	197,51	3	3	74,06	3	2,79	1	0,41	1	3
298	Baixa	4	35	2	577	2	0	1	4	198,48	3	3	70,35	3	0,66	1	5,32	1	3
286	Baixa	4	34	2	556	2	0	1	4	208,96	3	3	72,96	3	4,14	1	0	1	3
160	Baixa	4	34	2	552	2	1	2	8	101,61	2	2	86,85	4	2,53	1	0	1	4
220	Baixa	4	34	2	552	2	0	1	4	226,40	3	3	70,70	3	7,27	1	0	1	3
328	Baixa	4	33	2	542	2	1	2	8	87,84	2	2	88,63	4	0,60	1	0	1	4
338	Baixa	4	31	2	505	2	1	2	8	77,22	2	2	87,91	4	7,95	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
139	Baixa	4	33	2	534	2	1	2	8	77,40	2	2	86,95	4	14,70	1	1,07	1	4
30	Baixa	4	30	2	484	2	1	2	8	105,83	2	2	86,31	4	14,17	1	0	1	4
219	Baixa	4	32	2	519	2	0	1	4	219,50	3	3	71,60	3	5,47	1	0	1	3
178	Baixa	4	33	2	533	2	0	1	4	223,17	3	3	70,97	3	10,35	1	0,21	1	3
177	Baixa	4	31	2	502	2	0	1	4	161,36	3	3	79,12	3	3,27	1	0	1	3
198	Baixa	4	32	2	522	2	0	1	4	181,58	3	3	76,50	3	0,73	1	0	1	3
158	Baixa	4	32	2	515	2	0	1	4	188,05	3	3	74,07	3	6,46	1	1,65	1	3
218	Baixa	4	31	2	503	2	0	1	4	201,98	3	3	72,90	3	1,20	1	2,26	1	3
327	Baixa	4	33	2	537	2	1	2	8	65,34	2	2	91,54	4	5,98	1	0	1	4
253	Baixa	3	38	3	638	2	0	1	6	19,45	1	1	62,68	2	33,98	1	0	1	2
275	Baixa	3	41	3	697	3	0	1	9	59,60	1	1	84,20	3	6,22	1	0	1	3
34	Baixa	3	39	3	643	2	1	2	12	31,69	1	1	94,20	4	38,87	1	4,85	1	4
112	Baixa	3	49	4	833	3	0	1	12	30,91	1	1	94,19	4	2,35	1	0	1	4
37	Baixa	3	50	4	860	3	0	1	12	2,33	1	1	91,14	4	23,08	1	0	1	4
73	Baixa	3	40	3	666	2	0	1	6	90,11	2	2	88,29	4	2,31	1	0,53	1	4
146	Baixa	3	40	3	666	2	0	1	6	97,90	2	2	87,33	4	30,35	1	0	1	4
353	Baixa	3	33	2	547	2	3	3	12	30,02	1	1	86,34	4	15,17	1	0	1	4
182	Baixa	3	37	3	602	2	0	1	6	105,99	2	2	86,28	4	18,35	1	0	1	4
354	Baixa	2,67	36	2	600	2	2	2	8	74,67	2	2	81,38	3	80,36	2	0	1	6
202	Baixa	2,67	35	2	572	2	0	1	4	111,10	2	2	85,62	3	53,03	1	0	1	3
368	Baixa	2,67	30	2	499	2	2	2	8	2,69	1	1	85,27	3	49,83	1	0	1	3
363	Baixa	2,67	36	2	604	2	3	3	12	95,56	2	2	84,77	3	672,02	3	0	1	9
203	Baixa	2,67	36	2	587	2	0	1	4	126,40	2	2	83,17	3	22,76	1	5,67	1	3
143	Baixa	2,67	35	2	561	2	0	1	4	93,32	2	2	84,70	3	4,88	1	7,81	1	3
125	Baixa	2,67	34	2	553	2	1	2	8	93,65	2	2	80,51	3	37,59	1	16,46	2	6

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
246	Baixa	2,67	35	2	567	2	0	1	4	150,91	2	2	80,47	3	12,26	1	0	1	3
108	Baixa	2,67	33	2	534	2	0	1	4	97,41	2	2	84,79	3	14,67	1	3,52	1	3
260	Baixa	2,67	33	2	541	2	0	1	4	111,18	2	2	85,61	3	29,54	1	0	1	3
251	Baixa	2,67	33	2	541	2	0	1	4	112,04	2	2	85,50	3	18,20	1	0	1	3
159	Baixa	2,67	32	2	517	2	0	1	4	125,19	2	2	83,73	3	3,88	1	0,08	1	3
196	Baixa	2,67	30	2	485	2	0	1	4	129,56	2	2	79,98	3	20,53	1	4,37	1	3
233	Baixa	2,67	33	2	540	2	1	2	8	132,26	2	2	72,57	3	15,36	1	13,62	2	6
197	Baixa	2,67	31	2	502	2	0	1	4	139,18	2	2	81,99	3	26,52	1	0	1	3
141	Baixa	2,67	32	2	517	2	0	1	4	140,48	2	2	81,82	3	10,45	1	0	1	3
235	Baixa	2,67	32	2	521	2	0	1	4	142,69	2	2	81,53	3	6,74	1	0	1	3
105	Baixa	2,67	31	2	502	2	0	1	4	150,97	2	2	80,46	3	12,43	1	0	1	3
188	Baixa	2,25	46	3	826	3	0	1	9	0	1	1	0	1	0	1	100	4	4
75	Baixa	2,25	44	3	742	3	0	1	9	51,46	1	1	88,98	4	4,14	1	0	1	4
36	Baixa	2,25	45	3	762	3	0	1	9	3,04	1	1	90,64	4	8,91	1	0	1	4
94	Baixa	2,25	45	3	756	3	0	1	9	27,67	1	1	94,87	4	3,79	1	0	1	4
55	Baixa	2,25	44	3	738	3	0	1	9	18,05	1	1	93,86	4	11,10	1	0	1	4
191	Baixa	2	34	2	567	2	1	2	8	2,73	1	1	95,76	4	10,50	1	0	1	4
268	Baixa	2	35	2	583	2	1	2	8	37,17	1	1	95,19	4	16,99	1	0	1	4
283	Baixa	2	34	2	562	2	1	2	8	40,28	1	1	94,79	4	12,63	1	0	1	4
296	Baixa	2	34	2	562	2	1	2	8	49,14	1	1	93,64	4	3,02	1	0	1	4
232	Baixa	2	35	2	577	2	1	2	8	54,02	1	1	93,01	4	26,02	1	0	1	4
183	Baixa	2	35	2	577	2	0	1	4	96,58	2	2	87,50	4	20	1	0	1	4
269	Baixa	2	35	2	577	2	0	1	4	97,19	2	2	86,97	4	10	1	1,85	1	4
164	Baixa	2	35	2	574	2	0	1	4	97,49	2	2	87,38	4	34,60	1	0	1	4
350	Baixa	2	30	2	495	2	2	2	8	42,80	1	1	87,01	4	17,26	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
360	Baixa	2	30	2	495	2	2	2	8	25,71	1	1	86,36	4	20,89	1	0	1	4
152	Baixa	2	33	2	550	2	1	2	8	30,41	1	1	91,85	4	28,56	1	0	1	4
280	Baixa	2	31	2	501	2	2	2	8	2,15	1	1	98,53	4	25,39	1	0	1	4
335	Baixa	2	30	2	490	2	2	2	8	10,07	1	1	98,36	4	9,32	1	0	1	4
272	Baixa	2	34	2	557	2	0	1	4	65,60	2	2	91,51	4	1,75	1	0	1	4
274	Baixa	2	36	2	599	2	0	1	4	65,79	2	2	91,49	4	20,27	1	0	1	4
245	Baixa	2	35	2	570	2	0	1	4	61,81	2	2	90,72	4	16,05	1	0	1	4
231	Baixa	2	35	2	574	2	1	2	8	69,21	2	2	89,83	4	95,15	2	0	1	8
179	Baixa	2	34	2	553	2	0	1	4	86,05	2	2	88,86	4	14,07	1	0	1	4
271	Baixa	2	34	2	551	2	0	1	4	86,12	2	2	88,86	4	3,39	1	0	1	4
70	Baixa	2	34	2	553	2	0	1	4	95,96	2	2	87,58	4	3,62	1	0	1	4
322	Baixa	2	30	2	482	2	1	2	8	15,20	1	1	98,03	4	33,21	1	0	1	4
281	Baixa	2	32	2	521	2	1	2	8	11,56	1	1	97,96	4	6,17	1	0	1	4
294	Baixa	2	31	2	499	2	1	2	8	9,76	1	1	97,82	4	28,68	1	0	1	4
310	Baixa	2	31	2	501	2	1	2	8	20,12	1	1	96,54	4	5,50	1	2,21	1	4
295	Baixa	2	32	2	521	2	1	2	8	29,90	1	1	96,13	4	39,60	1	0	1	4
266	Baixa	2	32	2	524	2	1	2	8	26,88	1	1	96,01	4	11,17	1	0	1	4
282	Baixa	2	33	2	544	2	1	2	8	31,20	1	1	95,96	4	9,47	1	0	1	4
324	Baixa	2	30	2	483	2	1	2	8	23,94	1	1	94,76	4	11,93	1	0	1	4
326	Baixa	2	30	2	486	2	1	2	8	46,22	1	1	94,02	4	23,60	1	0	1	4
325	Baixa	2	31	2	501	2	1	2	8	44,96	1	1	93,94	4	53,17	1	0	1	4
307	Baixa	2	30	2	482	2	1	2	8	19,40	1	1	93,66	4	6,93	1	0	1	4
312	Baixa	2	32	2	524	2	1	2	8	49,38	1	1	93,61	4	35,68	1	0	1	4
311	Baixa	2	31	2	499	2	1	2	8	50,24	1	1	93,50	4	6,95	1	0	1	4
212	Baixa	2	32	2	525	2	1	2	8	45,94	1	1	93,40	4	10,40	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
339	Baixa	2	31	2	505	2	1	2	8	58,55	1	1	91,80	4	53,29	1	0	1	4
107	Baixa	2	31	2	500	2	0	1	4	83,97	2	2	89,11	4	44,51	1	0,05	1	4
248	Baixa	2	31	2	508	2	0	1	4	85,93	2	2	88,88	4	31,49	1	0	1	4
104	Baixa	2	30	2	485	2	0	1	4	86,69	2	2	88,78	4	2,81	1	0	1	4
176	Baixa	2	30	2	485	2	0	1	4	86,80	2	2	88,77	4	4,81	1	0	1	4
192	Baixa	2	30	2	491	2	0	1	4	79,11	2	2	88,66	4	19,17	1	0	1	4
90	Baixa	2	33	2	534	2	0	1	4	91,91	2	2	88,11	4	2,93	1	0	1	4
250	Baixa	2	33	2	541	2	0	1	4	92,29	2	2	88,06	4	13,74	1	0	1	4
258	Baixa	2	33	2	537	2	0	1	4	95,44	2	2	87,65	4	15,30	1	0	1	4
124	Baixa	2	32	2	515	2	0	1	4	95,58	2	2	87,63	4	5,82	1	0	1	4
31	Baixa	2	33	2	539	2	0	1	4	95,64	2	2	87,62	4	1,91	1	0	1	4
201	Baixa	2	33	2	535	2	0	1	4	107,52	2	2	86,09	4	10,76	1	0	1	4
69	Baixa	2	30	2	485	2	0	1	4	64,88	2	2	91,60	4	18,99	1	0	1	4
121	Baixa	2	32	2	517	2	0	1	4	68,15	2	2	91,18	4	0,82	1	0	1	4
259	Baixa	2	33	2	536	2	0	1	4	69,06	2	2	91,06	4	11,96	1	0	1	4
49	Baixa	2	30	2	487	2	0	1	4	78	2	2	89,91	4	4,02	1	0	1	4
140	Baixa	2	32	2	517	2	0	1	4	80,78	2	2	89,55	4	22,63	1	0	1	4
32	Baixa	2	32	2	522	2	0	1	4	80,25	2	2	89,44	4	22,26	1	0	1	4
95	Baixa	1,50	48	3	862	3	2	2	18	0,30	1	1	72,67	3	21,68	1	82,87	4	12
244	Baixa	1,50	38	3	630	2	2	2	12	31,46	1	1	91	4	238,14	2	0	1	8
72	Baixa	1,50	38	3	626	2	1	2	12	38,42	1	1	89,05	4	34,98	1	26	2	8
91	Baixa	1,50	37	3	604	2	0	1	6	62,12	2	2	89,97	4	0,69	1	20,99	2	8
50	Baixa	1,33	34	2	558	2	0	1	4	112,05	2	2	85,50	3	102	2	0	1	6
361	Baixa	1,33	29	2	479	2	2	2	8	0,44	1	1	85,45	3	88,50	2	0	1	6
352	Baixa	1,33	32	2	529	2	2	2	8	49,70	1	1	80,23	3	69,17	2	0	1	6

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
149	Baixa	1,33	62	4	1120	4	5	3	48	22,65	1	1	83,72	3	1532,04	4	39,02	3	36
18	Baixa	1,33	29	2	465	1	0	1	2	109,34	2	2	85,85	3	6,41	1	0	1	3
88	Baixa	1,33	29	2	468	1	0	1	2	110,79	2	2	85,66	3	3,27	1	0	1	3
101	Baixa	1,33	27	2	439	1	0	1	2	117,70	2	2	84,77	3	3,67	1	0	1	3
67	Baixa	1,33	27	2	439	1	0	1	2	107,61	2	2	84,69	3	1,57	1	0	1	3
120	Baixa	1,33	28	2	454	1	0	1	2	114,36	2	2	83,68	3	14,82	1	0	1	3
157	Baixa	1,33	29	2	468	1	0	1	2	141,86	2	2	81,64	3	15,34	1	0	1	3
17	Baixa	1,33	28	2	448	1	0	1	2	146,61	2	2	81,03	3	1,67	1	0	1	3
162	Baixa	1,33	36	2	581	2	0	1	4	64,89	2	2	80,18	3	17,42	1	21,90	2	6
181	Baixa	1,33	34	2	550	2	0	1	4	94,12	2	2	82,93	3	7,41	1	14,50	2	6
180	Baixa	1,33	34	2	553	2	0	1	4	115,99	2	2	72,82	3	6,56	1	30,02	2	6
106	Baixa	1,33	30	2	485	2	0	1	4	85,32	2	2	76,96	3	1,86	1	30,84	2	6
217	Baixa	1,33	32	2	521	2	0	1	4	89,28	2	2	79,23	3	0,64	1	19,21	2	6
236	Baixa	1,33	32	2	521	2	0	1	4	119,62	2	2	84,52	3	86,85	2	0	1	6
200	Baixa	1,33	32	2	522	2	0	1	4	124,12	2	2	83,94	3	97,93	2	0	1	6
147	Baixa	1,13	47	3	802	3	1	2	18	29,72	1	1	92,35	4	71,19	2	33,17	2	16
306	Baixa	1	28	2	451	1	1	2	4	0,07	1	1	87,29	4	44	1	0	1	4
336	Baixa	1	29	2	474	1	2	2	4	14,79	1	1	96,80	4	29,75	1	0	1	4
22	Baixa	1	36	2	589	2	0	1	4	10	1	1	93,89	4	2,11	1	0	1	4
348	Baixa	1	29	2	474	1	2	2	4	10	1	1	93,68	4	6,96	1	0	1	4
329	Baixa	1	36	2	593	2	1	2	8	53,49	1	1	93,08	4	75,15	2	0	1	8
349	Baixa	1	28	2	459	1	2	2	4	6,79	1	1	90,19	4	4,12	1	0	1	4
263	Baixa	1	34	2	564	2	0	1	4	1,05	1	1	90,14	4	27,20	1	0	1	4
33	Baixa	1	34	2	553	2	0	1	4	37,99	1	1	88,15	4	2,23	1	0	1	4
321	Baixa	1	29	2	466	1	1	2	4	0,26	1	1	98,94	4	10,88	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
171	Baixa	1	33	2	550	2	1	2	8	4,36	1	1	98,02	4	139,41	2	0	1	8
323	Baixa	1	29	2	466	1	1	2	4	18,19	1	1	97,65	4	33,72	1	0	1	4
308	Baixa	1	29	2	466	1	1	2	4	9,39	1	1	93,29	4	10,32	1	0	1	4
337	Baixa	1	29	2	471	1	1	2	4	13,48	1	1	92,79	4	4,32	1	0	1	4
87	Baixa	1	28	2	455	1	0	1	2	86,06	2	2	88,86	4	4,70	1	0	1	4
68	Baixa	1	28	2	452	1	0	1	2	86,44	2	2	88,81	4	8,65	1	0	1	4
89	Baixa	1	29	2	468	1	0	1	2	97,30	2	2	87,41	4	2,25	1	0	1	4
48	Baixa	1	28	2	452	1	0	1	2	102,91	2	2	86,68	4	4,52	1	0	1	4
118	Baixa	1	28	2	453	1	0	1	2	63,91	2	2	86,37	4	7,71	1	0	1	4
21	Baixa	1	34	2	550	2	0	1	4	22,29	1	1	94,97	4	20,29	1	0	1	4
20	Baixa	1	34	2	552	2	0	1	4	32,59	1	1	94,18	4	30,41	1	0	1	4
144	Baixa	1	34	2	553	2	0	1	4	93,07	2	2	87,96	4	69,74	2	0	1	8
256	Baixa	1	34	2	554	2	0	1	4	83,27	2	2	87,55	4	88,39	2	0	1	8
254	Baixa	1	32	2	522	2	0	1	4	11,58	1	1	96,32	4	16,43	1	0	1	4
153	Baixa	1	30	2	491	2	0	1	4	24,47	1	1	96,08	4	25,83	1	0	1	4
229	Baixa	1	30	2	489	2	0	1	4	2,65	1	1	94,31	4	13,75	1	0	1	4
267	Baixa	1	32	2	521	2	1	2	8	45,09	1	1	94,17	4	127,33	2	0	1	8
172	Baixa	1	30	2	491	2	0	1	4	46,92	1	1	93,93	4	9,53	1	0	1	4
255	Baixa	1	33	2	537	2	0	1	4	19,96	1	1	93,67	4	27,25	1	0	1	4
214	Baixa	1	32	2	520	2	0	1	4	49,42	1	1	93,37	4	17,04	1	0	1	4
19	Baixa	1	31	2	500	2	0	1	4	28,39	1	1	92,66	4	4,94	1	0	1	4
273	Baixa	1	32	2	527	2	0	1	4	57,35	1	1	92,58	4	14,63	1	0	1	4
215	Baixa	1	32	2	520	2	0	1	4	57,49	1	1	89,15	4	15,24	1	4,14	1	4
261	Baixa	1	32	2	524	2	0	1	4	60,66	1	1	92,15	4	50,34	1	0	1	4
193	Baixa	1	29	2	472	1	0	1	2	68,68	2	2	91,11	4	16,69	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
211	Baixa	1	31	2	504	2	0	1	4	44,37	1	1	91,02	4	64,46	1	0	1	4
5	Baixa	1	27	2	433	1	0	1	2	61,52	2	2	90,24	4	11,39	1	0,55	1	4
29	Baixa	1	27	2	430	1	0	1	2	75,26	2	2	90,25	4	5,31	1	0	1	4
257	Baixa	1	34	2	554	2	0	1	4	77,79	2	2	89,93	4	86,33	2	0	1	8
122	Baixa	1	32	2	517	2	0	1	4	66,77	2	2	91,36	4	185,69	2	0	1	8
249	Baixa	1	32	2	521	2	0	1	4	80,19	2	2	89,62	4	94,79	2	0	1	8
142	Baixa	0,89	33	2	536	2	1	2	8	49,09	1	1	71,70	3	10,17	1	63,15	3	9
161	Baixa	0,89	34	2	553	2	0	1	4	67,87	2	2	71,43	3	2,37	1	46,18	3	9
148	Baixa	0,75	52	4	904	3	2	2	24	12,37	1	1	97,22	4	1683,20	4	34,02	2	32
35	Baixa	0,75	38	3	624	2	0	1	6	2,24	1	1	96,77	4	0,84	1	19,88	2	8
92	Baixa	0,75	39	3	644	2	0	1	6	25,94	1	1	93,44	4	98,67	2	10,37	1	8
127	Baixa	0,75	40	3	657	2	0	1	6	34,69	1	1	92,01	4	18,02	1	15,55	2	8
109	Baixa	0,75	38	3	626	2	0	1	6	56,84	1	1	92,47	4	150,58	2	0	1	8
54	Baixa	0,75	41	3	682	3	0	1	9	10,18	1	1	92,70	4	7,76	1	54,01	3	12
376	Baixa	0,67	33	2	559	2	0	1	4	4,40	1	1	80	3	68,67	2	0	1	6
362	Baixa	0,67	32	2	534	2	2	2	8	47,79	1	1	88,83	4	299,91	3	0	1	12
44	Baixa	0,67	22	1	351	1	0	1	1	118,85	2	2	84,57	3	0,58	1	0,06	1	3
4	Baixa	0,67	24	1	378	1	0	1	1	85,98	2	2	82,96	3	22,34	1	0	1	3
64	Baixa	0,67	24	1	384	1	0	1	1	111,86	2	2	82,55	3	12,64	1	0	1	3
99	Baixa	0,67	24	1	392	1	0	1	1	67,31	2	2	82,43	3	18,74	1	0	1	3
309	Baixa	0,67	31	2	501	2	1	2	8	18,25	1	1	95,70	4	396,81	3	0	1	12
52	Baixa	0,50	36	2	587	2	0	1	4	2,84	1	1	94,15	4	29,17	1	15,68	2	8
9	Baixa	0,50	34	2	556	2	0	1	4	3,26	1	1	89,09	4	12,50	1	18,63	2	8
97	Baixa	0,50	24	1	400	1	1	2	2	2,05	1	1	17,21	1	31,44	1	82,33	4	4
53	Baixa	0,50	39	3	645	2	0	1	6	2,93	1	1	92,82	4	4,58	1	44,72	3	12

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
155	Baixa	0,50	28	2	453	1	0	1	2	9,16	1	1	98,32	4	22,90	1	0	1	4
137	Baixa	0,50	28	2	453	1	0	1	2	5,94	1	1	98,22	4	15,91	1	0	1	4
136	Baixa	0,50	27	2	438	1	0	1	2	7,21	1	1	97,57	4	8,12	1	0	1	4
117	Baixa	0,50	27	2	438	1	0	1	2	3,51	1	1	97,46	4	3,89	1	0	1	4
154	Baixa	0,50	28	2	455	1	0	1	2	24,73	1	1	96,80	4	16,86	1	0	1	4
156	Baixa	0,50	28	2	453	1	0	1	2	24,21	1	1	96,36	4	51,98	1	0	1	4
134	Baixa	0,50	27	2	439	1	0	1	2	3,32	1	1	95,64	4	9,16	1	0	1	4
79	Baixa	0,50	25	1	416	1	1	2	2	28,80	1	1	90,69	4	14,11	1	4,41	1	4
85	Baixa	0,50	27	2	439	1	0	1	2	40,99	1	1	94,49	4	13,61	1	0	1	4
195	Baixa	0,50	29	2	470	1	0	1	2	43,09	1	1	93,73	4	26,68	1	0,81	1	4
102	Baixa	0,50	28	2	454	1	0	1	2	40,07	1	1	94,38	4	3,42	1	0	1	4
174	Baixa	0,50	28	2	455	1	0	1	2	50,12	1	1	93,46	4	16,05	1	0,12	1	4
119	Baixa	0,50	29	2	468	1	0	1	2	44,73	1	1	93,47	4	41,97	1	0	1	4
86	Baixa	0,50	27	2	439	1	0	1	2	53,64	1	1	93,06	4	6,82	1	0	1	4
110	Baixa	0,50	40	3	660	2	0	1	6	8,11	1	1	77,95	3	160,19	2	31,17	2	12
213	Baixa	0,50	28	2	455	1	0	1	2	32,39	1	1	92,91	4	5,47	1	0	1	4
78	Baixa	0,50	21	1	344	1	1	2	2	0,19	1	1	92,89	4	51,11	1	0	1	4
194	Baixa	0,50	29	2	475	1	0	1	2	55,35	1	1	92,84	4	30,89	1	0	1	4
138	Baixa	0,50	28	2	453	1	0	1	2	13,09	1	1	92,62	4	3,30	1	0	1	4
65	Baixa	0,50	27	2	439	1	0	1	2	58,93	1	1	92,37	4	3,14	1	0	1	4
103	Baixa	0,50	28	2	454	1	0	1	2	56,86	1	1	92,35	4	5,14	1	0	1	4
66	Baixa	0,50	27	2	439	1	0	1	2	58,85	1	1	91,68	4	28,05	1	0	1	4
6	Baixa	0,50	27	2	433	1	0	1	2	5,75	1	1	90,21	4	3,17	1	0	1	4
100	Baixa	0,50	26	1	424	1	0	1	1	67,25	2	2	89,17	4	21,30	1	0	1	4
82	Baixa	0,50	24	1	392	1	0	1	1	84,83	2	2	89,02	4	4,79	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
16	Baixa	0,50	23	1	364	1	0	1	1	87,27	2	2	88,62	4	27,67	1	0	1	4
81	Baixa	0,50	24	1	392	1	0	1	1	90,01	2	2	88,35	4	4,55	1	0	1	4
230	Baixa	0,50	33	2	536	2	0	1	4	3,54	1	1	88,13	4	74,82	2	0	1	8
71	Baixa	0,50	34	2	553	2	0	1	4	29,25	1	1	90,29	4	3,67	1	29,83	2	8
123	Baixa	0,44	33	2	530	2	0	1	4	56,07	1	1	78,40	3	5,12	1	54,35	3	9
62	Baixa	0,33	22	1	352	1	0	1	1	42,62	1	1	83,11	3	11,21	1	0	1	3
243	Baixa	0,33	34	2	553	2	0	1	4	4,17	1	1	94,58	4	334,94	3	0	1	12
228	Baixa	0,33	31	2	504	2	0	1	4	0,09	1	1	96,46	4	351,51	3	0	1	12
63	Baixa	0,25	21	1	336	1	0	1	1	24,31	1	1	86,29	4	42,75	1	0	1	4
1	Baixa	0,25	19	1	299	1	0	1	1	0	1	1	100	4	13,56	1	0	1	4
2	Baixa	0,25	20	1	315	1	0	1	1	1,04	1	1	97,71	4	3,09	1	0	1	4
39	Baixa	0,25	19	1	304	1	0	1	1	1,66	1	1	97,71	4	9,97	1	0	1	4
60	Baixa	0,25	19	1	303	1	0	1	1	18,10	1	1	97,66	4	5,39	1	0	1	4
24	Baixa	0,25	21	1	336	1	0	1	1	20,23	1	1	97,38	4	11,75	1	0	1	4
40	Baixa	0,25	19	1	303	1	0	1	1	14,66	1	1	96,85	4	16,25	1	0	1	4
41	Baixa	0,25	19	1	303	1	0	1	1	10,76	1	1	96,74	4	43,24	1	0	1	4
7	Baixa	0,25	28	2	447	1	0	1	2	4,95	1	1	96,69	4	98,66	2	0	1	8
135	Baixa	0,25	27	2	438	1	0	1	2	7,58	1	1	96,52	4	172,80	2	0	1	8
133	Baixa	0,25	26	1	425	1	0	1	1	0,20	1	1	96,49	4	23,78	1	0	1	4
10	Baixa	0,25	18	1	282	1	0	1	1	1,76	1	1	95,88	4	45,26	1	0	1	4
11	Baixa	0,25	21	1	337	1	0	1	1	30,89	1	1	95,17	4	7,13	1	0,36	1	4
23	Baixa	0,25	19	1	304	1	0	1	1	11,22	1	1	95,41	4	9,04	1	0	1	4
46	Baixa	0,25	24	1	383	1	0	1	1	32,44	1	1	95,25	4	6,45	1	0	1	4
61	Baixa	0,25	21	1	336	1	0	1	1	37,04	1	1	95,14	4	43,57	1	0	1	4
84	Baixa	0,25	26	1	424	1	0	1	1	15,86	1	1	95,12	4	19,40	1	0	1	4

QUA	PRI	VBI	Componente Biótico							Componente Estruturante			Componente de Restrição						
			RIQ	CRIQ	SAT	CSAT	ESA	CESA	TCO	RNC	CRNC	TCO	AAT	CAAT	DEP	CDEP	PUC	CPUC	TCO
27	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	23,41	1	1	94,75	4	9,49	1	0	1	4
83	Baixa	0,25	25	1	409	1	0	1	1	21,67	1	1	94,61	4	5,75	1	0	1	4
15	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	33,24	1	1	93,92	4	15,22	1	0	1	4
26	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	29,57	1	1	93,53	4	5,88	1	0	1	4
173	Baixa	0,25	28	2	457	1	0	1	2	50,09	1	1	93,52	4	98,48	2	0	1	8
45	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	50,13	1	1	93,51	4	11,80	1	0	1	4
43	Baixa	0,25	21	1	336	1	0	1	1	42,28	1	1	93,43	4	14,78	1	0	1	4
175	Baixa	0,25	28	2	454	1	0	1	2	52,26	1	1	93,15	4	80,35	2	0,15	1	8
25	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	56,35	1	1	92,13	4	19,74	1	2,46	1	4
3	Baixa	0,25	22	1	343	1	0	1	1	30,53	1	1	92,27	4	16,03	1	0	1	4
47	Baixa	0,25	26	1	417	1	0	1	1	40,86	1	1	91,75	4	2,46	1	0	1	4
28	Baixa	0,25	23	1	366	1	0	1	1	24,70	1	1	91,30	4	9,49	1	0	1	4
98	Baixa	0,25	22	1	359	1	0	1	1	32,87	1	1	89,94	4	8,73	1	1,43	1	4
14	Baixa	0,25	21	1	335	1	0	1	1	0,75	1	1	90,70	4	7,96	1	0	1	4
13	Baixa	0,25	22	1	351	1	0	1	1	32,53	1	1	90,24	4	2,81	1	0	1	4
8	Baixa	0,25	31	2	501	2	0	1	4	4,52	1	1	90,98	4	96,06	2	18,71	2	16
96	Baixa	0,17	21	1	344	1	1	2	2	0	1	1	100	4	620,03	3	0	1	12
42	Baixa	0,13	19	1	304	1	0	1	1	0,02	1	1	99,12	4	70,50	2	0	1	8
12	Baixa	0,13	23	1	368	1	0	1	1	39,82	1	1	94,55	4	138,27	2	0,22	1	8
59	Baixa	0,08	21	1	337	1	0	1	1	18,19	1	1	95,18	4	276,08	3	0	1	12
80	Baixa	0,08	21	1	337	1	0	1	1	48,87	1	1	92,01	4	346,20	3	1,72	1	12

Legenda: QUA – Quadrícula; PRI – Classificação de Priorização; VBI – Valor bruto do índice; Riqueza – RIQ; SAT – Soma dos Atributos; ESA – Espécies Ameaçadas; RNC – Remanescentes não contidos em UC's; AAT – Áreas Antrópicas; DEP – Densidade Populacional; PUC – Presença de UC's; TCO – Total do componente pela quadrícula

EPÍLOGO

Nosso estudo teve como objetivo verificar quais variáveis ambientais e hipóteses melhor explicam os padrões de diversidade taxonômico e filogenético de anuros na Floresta com Araucária (Cap. 1). Além disto, buscamos identificar áreas prioritárias para conservação de anuros nesta ecorregião, considerando diferentes aspectos da biodiversidade e fatores socioambientais (Cap. 2). Nossos resultados demonstraram que, as principais variáveis associadas aos padrões de diversidade de anuros na Floresta com Araucária são a temperatura média anual e temperatura mínima do mês mais frio de modo que são *proxies* das hipóteses de disponibilidade de energia e restrição climática. As principais áreas identificadas pelo nosso índice de priorização espacial foram as porções sudeste da Floresta com Araucária, em específico, na região sul-sudeste do estado de Santa Catarina e nordeste do Rio Grande do Sul. Dado a sobreposição espacial de seleção de áreas para conservação de outros estudos, e para diferentes grupos taxonômicos, consideramos significativa a adequabilidade do nosso índice em expressar e atingir seus objetivos face aos desafios de se conservar. Os nossos resultados contribuem para o entendimento dos padrões de diversidade em anuros para Floresta com Araucária, de maneira que implicam em estudos futuros para avaliar o papel das mudanças climáticas para esta ecorregião e sua anurofauna. Por fim, apresentamos mais um subsídio para ações voltadas a conservação da anurofauna da Floresta com Araucária.

REFERÊNCIAS GERAIS

- AB' SABER, A. **Os domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003
- ARAÚJO M., M. B. et al. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? **Ecography**, Medford, v. 24, n. 1, p. 103–110, 2001.
- ARAÚJO, M. B. et al. Heat freezes niche evolution. **Ecology Letters**, Medford, v. 16, n. 9, p. 1206–1219, 2013.
- ARAÚJO, M. B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 33, n. 10, p. 1677–1688, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G. Equilibrium of species' distributions with climate. **Ecography**, Medford, v. 28, n. 5, p. 693–695, 2005.
- BEALE, C. M.; LENNON, J. J. Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 367, n. 1586, p. 247–258, 2012. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2011.0178>>.
- BECKER, C. G. et al. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae: Contributed paper. **Conservation Biology**, Medford, v. 24, n. 1, p. 287–294, 2010.
- BECKER, C. G. et al. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007.
- BELMAKER, J.; JETZ, W. Cross-scale variation in species richness-environment associations. **Global Ecology and Biogeography**, Medford, v. 20, n. 3, p. 464–474, 2011.
- BOLDRINI, I. I et al. Flora. In: I. I. Boldrini (Ed.). **Biodiversidade dos campos do planalto de araucárias**. Brasília: MMA, 2009. p. 38-94.
- BORNSCHEIN, M. R.; RIBEIRO, L. F.; BLACKBURN, D. C.; STANLEY, E. L.; PIE, M. R. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from Santa Catarina, southern Brazil. **PeerJ**, v. 4, p. e2629, 2016.
- BROOKS, T. M. et al. Global biodiversity conservation priorities. **Science**, Washington, v. 313, n. 5783, p. 58–61, 2006.
- BROOKS, T. M.; DA FONSECA, G. A. B.; RODRIGUES, A. S. L. Protected areas and species. **Conservation Biology**, Medford, v. 18, n. 3, p. 616–618, 2004.
- BRUM, F. T. et al. Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 114, n. 29, p. 7641–7646, 2017.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, Londres, v. 274, n. 1614, p. 1167–1173, 2007.

BUTCHART, S. H. M. et al. Shortfalls and solutions for meeting national and global conservation area targets. **Conservation Letters**, Medford, v. 8, n. 5, p. 329–33, 2015.

CAMPOS, F. S. et al. The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 4, n. 12, p. 2505–2514, 2014.

CARNAVAL, A. C. et al. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. **Science**, Washington, v. 323, n. 5915, p. 785–789, 2009.

CARVALHO, D. L. et al. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. **PLoS One**, v. 12, n. 2, 2017.

CASSINI, C. S.; CRUZ, C. A. G.; CARAMASCHI, U. Taxonomic review of *Physalaemus olfersii* (Lichtenstein and Martens, 1856) with revalidation of *Physalaemus lateristriga* (Steindachner, 1864) and description of two new related species (Anura: Leiuperidae). **Zootaxa**, Auckland, v. 2491: p. 1–33, 2009.

CHASE, J. M.; MYERS, J. A. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 366, n. 1576, p. 2351–2363, 2011.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 1–11, 2009.

CONDEZ, T. H.; DE CARLI MONTEIRO, J. P.; COMITTI, E. J.; et al. A new species of flea-toad (Anura: Brachycephalidae) from southern Atlantic Forest, Brazil. **Zootaxa**, Auckland, v. 4083, n. 1, p. 40–56, 2016.

CONTE, C. E. **Diversidade de anfíbios da Floresta com Araucária**. 118 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2010.

CONTE, C. E. et al. Amphibia, Anura, *Limnomedusa macroglossa*, *Dendropsophus anceps*, *D. berthelutzae*, *D. seniculus*, *Scinax littoralis*: new state records, distribution extension and filling gaps. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 5, n. 2, p. 202–209, 2009.

CONTE, C. E. et al. Novos registros na distribuição geográfica de anuros na floresta com araucária e considerações sobre suas vocalizações. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 201–224, 2010.

CONTE, C. E.; ROSSA-FERES, D. D. C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 162–175, 2006.

CONTE, C. E. et al. A new species of *Scinax* Wagler (Anura: Hylidae) from Paraná, Southern Brazil. **Zootaxa**, Auckland v. 4193, n. 2, p. 245–265, 2016. doi: 10.11646/zootaxa.4193.2.3

COUTO, L. F.; TERRIBILE, L. C.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Padrões espaciais e conservação da diversidade de serpentes do bioma cerrado. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 65–73, 2007.

COWLING, R. M. et al. Nature conservation requires more than a passion for species. **Conservation Biology**, Medford, v. 18, n. 6, p. 1674–1676, 2004.

CRIVELLARI, L. B. et al. Amphibians of grasslands in the state of Paraná, southern Brazil (Campos Sulinos). **Herpetology Notes** v. 7, p. 639–654, 2014.

CURRIE, D. J. Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 1, p. 27–49, 1991.

DE BASTIANI, V. I. M.; GARCIA, P. C. DE A.; LUCAS, E. M. *Crossodactylus schmidtii* Gallardo, 1961 (Anura: Hylodidae) in Santa Catarina state, Southern Brazil: A new record and comments on its conservation status. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 8, n. 2, p. 262–263, 2012.

DE SÁ, R. O. D. et al. Systematics of the neotropical genus *Leptodactylus* Fitzinger, 1826 (Anura: Leptodactylidae): phylogeny, the relevance of non-molecular evidence, and species accounts. **South American Journal of Herpetology**, v. 9, (Special Edition 1):S1–S128, 2014.

DINIZ-FILHO, J. A. et al. Geographical patterns of Triatominae (Heteroptera: Reduviidae) richness and distribution in the Western Hemisphere. **Insect Conservation and Diversity**, Medford, v. 6, n. 6, p. 704–714, 2013.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 997–1008, 2006.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; TELLES, M. P. DE C. Optimization procedures for establishing reserve networks for biodiversity conservation taking into account population genetic structure. **Genetics and Molecular Biology**, v. 29, n. 2, p. 207–214, 2006.

DORMANN, C. F. et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, Medford, v. 30, n. 5, p. 609–628, 2007.

DORMANN, C. F. Promising the future? Global change projections of species distributions. **Basic and Applied Ecology**, Amsterdam, v. 8, n. 5, p. 387–397, 2007.

DUELLMAN, W. E. Distribution Patterns of Amphibians in South America. In: _____ **Patterns of Distribution of Amphibians**. Baltimore and Londres: The Johns Hopkins University Press, 1999. p. 255–327.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore e Londres: The John Hopkins University Press, 1994.

ETEROVICK, P. C. et al. Amphibian declines in Brazil: An overview. **Biotropica**, Medford, v. 37, n. 2, p. 166–179, 2005.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.

FAIVOVICH, J. et al. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, Washington, v. 294, p. 1–240, 2005.

FERREIRA, R. B. et al. The First Bromeligenous Species of *Dendropsophus* (Anura: Hylidae) from Brazil's Atlantic Forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 12, 2015.

FIDELIS, A. South Brazilian Campos grasslands: biodiversity, conservation and the role of disturbance. In RUNAS, J.; DAHLGREN, T. (Ed.). **Grassland biodiversity: habitat types, ecological processes and environmental impacts**. New York: Nova Science Pub Incorporated, 2010. p. 223-239.

FONTANA, R. B; SANGALLI, L.; ZANELLA, N. Distribution extension of *Hypsiboas curupi* Garcia, Faivovich & Haddad, 2007 (Amphibia: Anura: Hylidae) for Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 13, n. 1, p. 2044, 2017.

FRITZ, S. A.; RAHBEK, C. Global patterns of amphibian phylogenetic diversity. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 8, p. 1373–1382, 2012.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference, Version 6.0. **American Museum of Natural History**. Disponível em <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>, acessado em: 08 mar. 2017.

GARCÍA-MUÑOZ, E. et al. Optimizing protection efforts for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 49, n. March, p. 45–52, 2013.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 220, 2000.

GONÇALVES, D. S.; CRIVELLARI, L. B.; CONTE, C. E. Linking environmental drivers with amphibian species diversity in ponds from subtropical grasslands. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 87, n. 3, 2015.

GRAHAM, C. H. et al. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 19, n. 9, p. 497–503, 2004.

HADDAD, C. F. B. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica – diversidade e biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.

HAWKINS, B. A. Ecology's oldest pattern? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 16, n. 8, p. 470, 2001.

HAWKINS, B. A. et al. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, Washington, v. 84, n. 12, p. 3105–3117, 2003

HELMUS, M. R. et al. Phylogenetic Measures of Biodiversity. **The American Naturalist**, v. 169, n. 3, p. E68–E83, 2007.

HERKT, K. M. B.; SKIDMORE, A. K.; FAHR, J. Macroecological conclusions based on IUCN expert maps: A call for caution. **Global Ecology and Biogeography**, Medford, v. 26, n. 8, p. 930–941, 2017.

HEYER, W. R. Variation and systematics of frogs of the genus *Cycloramphus* (Amphibia, Leptodactylidae). **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 30, p. 235–339, 1983.

HIJMANS, R.J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, Malden, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HUECK, K. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, Universidade de São Paulo, v. 10, p. 5–24, 1953.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? **The American Naturalist**, Chicago, v. 93, n. 870, p. 145–159, 1959.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 17 set. 2017.

IMHOFF M. L. et al. Global patterns in human consumption of net primary production. **Nature**, Londres, v. 429, p. 870–873, 2004.

IOP, S.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. **Anfíbios anuros dos Campos Sulinos: espécies com ocorrência nas áreas campestres do Pampa e da Mata Atlântica**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. 2014.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3**. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 08. nov. 2017.

JEZKOVA, T.; WIENS, J. J. Rates of change in climatic niches in plant and animal populations are much slower than projected climate change. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 283, n. 1843, p. 20162104, 2016.

KAHILAINEN, A.; PUURTINEN, M.; KOTIAHO, J. S. Conservation implications of species-genetic diversity correlations. **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 2, p. 315–323, 2014.

KERR, J. Butterfly species richness patterns in Canada: energy, heterogeneity, and the potential consequences of climate change. **Conservation Ecology**, Wolfville, v. 5, n. 1, 2001.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, n. 12, p. 17–44, 1960.

LATHAM, J. et al. **Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) database Beta-Release Version 1.0** - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2014.

LE SAOUT, S. et al. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, Washington, v. 342, n. 6160, p. 803–805, 2013.

LEITE, P. F. **Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil**. Ciência; Ambiente, v. 1, n. 1, p. 51–73, 1990.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (Ed.). **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro: 1990. v.2. p.113–150.

LEIVAS, P. T.; HIERT, C. Anuran richness in remnants of Araucaria forest, Paraná, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 9, n. February, p. 15–21, 2016.

LIPS, K. R. Decline of a tropical montane amphibian fauna. **Conservation Biology**, Medford, v. 12, n. 1, p. 106–117, 1998.

LOMOLINO, M. V. 2004. Conservation biogeography. In LOMOLINO, M. V., HEANEY, L. R. (Ed.). **Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature**. Sunderland: Sinauer Associates, 2004, p. 293–296.

LOUCKS, C. et al. Explaining the global pattern of protected area coverage: Relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 35, n. 8, p. 1337–1348, 2008.

LOYOLA, R.; MACHADO, N. Áreas prioritárias para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. In: POUGY, N; et al. (Ed.).

Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. Rio de Janeiro : CNCFlora : Jardim Botânico do Rio de Janeiro : Laboratório de Biogeografia da Conservação: Andrea Jakobsson Estúdio, 2015. p. 49–77.

LUCAS, E. M.; GARCIA, P. C. A. Amphibia, Anura, Hylidae Rafinesque, 1815 and Hylodidae Gunther, 1858: Distribution extension and new records for Santa Catarina, southern Brazil. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 7, n. 1, p. 013–016, 2011.

MACE, G. M.; POSSINGHAM, H. P.; LEADER-WILLIAMS, N. Prioritizing choices in conservation. In: MACDONALD, D.; SERVICE, K. (Ed.). **Key Topics in Conservation Biology**. Oxford: Blackwell Publishers, 2006. p. 17–34.

MACHADO, I. F. et al. Distribution extension of *Vitreorana uranoscopa* (Anura: Centrolenidae) in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, n. July, p. 443–446, 2014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science Ltd., 2004.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 243–253, 2000.

MELCHIOR, L. G.; ROSSA-FERES, D. D. C.; DA SILVA, F. R. Evaluating multiple spatial scales to understand the distribution of anuran beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 7, p. 2403–2413, 2017.

MELO, A. S.; RANGEL, T. F. L.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. **Ecography**, Medford, v. 32, n. 2, p. 226–236, 2009.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização, sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2002.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Unidades de Conservação por Bioma. Unidades de Conservação por Bioma**, p. 1, 2017. Disponível em <www.mma.gov.br/cadastro_uc>. Acessado em: 18 nov. 2017.

MOEN, D. S.; WIENS, J. J. Microhabitat and Climatic Niche Change Explain Patterns of Diversification among Frog Families. **The American Naturalist**, Chicago, v. 190, n. 1, p. 29–44, 2017.

MONTEIRO, J. P. C.; COMITTI, E. J.; LINGNAU, R. First record of the torrent frog *Hylodes heyeri* (Anura, Hylodidae) in Santa Catarina State, South Brazil and acoustic comparison with the cryptic species *Hylodes perplicatus* (Anura, Hylodidae). **Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 4, p. 93–99, 2014.

MOORE, C. H. et al. Improving spatial prioritisation for remote marine regions: Optimising biodiversity conservation and sustainable development trade-offs. **Scientific Reports**, Londres, v. 6, n. March, p. 1–12, 2016.

MUHUMUZA, M.; BALKWILL, K. Factors Affecting the Success of Conserving Biodiversity in National Parks: A Review of Case Studies from Africa. **International Journal of Biodiversity**, Londres, v. 2013, p. 1–20, 2013.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, v. 403, n. 6772, p. 853–8, 2000.

NOGUEIRA, C. et al. Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1–2, p. 43–53, 2009.

NORI, J.; et al. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 191, p. 367–374, 2015.

NUIN, P. A. S; DO VAL, F. C. Phylogenetic analysis of the subfamily Hylodinae (Anura, Leptodactylidae) based on morphological characters. **Amphibia-Reptilia**, v. 26 p. 139-147, 2005.

O'BRIEN, E. M. Climatic gradients in woody plant species richness: towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 20 p. 181–198, 1993.

OLIVEIRA, G.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Spatial patterns of terrestrial vertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: Selecting hypotheses and revealing constraints. **Journal of Arid Environments**, Amsterdam, v. 74, n. 11, p. 1418–1426, 2010.

OLIVEIRA, U. et al. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, Medford, v. 22, n. 12, p. 1232-1244, 2016.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience**, Oxford, v. 51, n. 11, p. 933, 2001.

OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: the Southern Campos. **Perspectives in Plant Ecology and Systematics**, Amsterdam, v. 9, p. 101-116, 2007.

PIANKA, E. R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **The American Naturalist**, Chicago, v. 100, n. 910, 33-46, 1966.

PIE, M. R.; RIBEIRO, L. F. A new species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from the Quiriri mountain range of southern Brazil. **PeerJ**, v. 3, p. e1179, 2015.

PIMENTA, B. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G. Synonymy of *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi and Sazima, 1985 with *Crossodactylus trachystomus* (Reinhardt and Lutken, 1862) and description of a new species from Minas Gerais, Brazil (Anura: Hylodidae). **Zootaxa**, Auckland, v. 3955, n. 1, p. 65–82, 2015.

POLASKY, S. Why conservation planning needs socioeconomic data. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 105, n. 18, p. 6505–6506, 2008.

PYRON, R. A. Biogeographic analysis reveals ancient continental vicariance and recent oceanic dispersal in amphibians. **Systematic Biology**, Oxford, v. 63, n. 5, p. 779–797, 2014.

QIAN, H. Environment-richness relationships for mammals, birds, reptiles, and amphibians at global and regional scales. **Ecological Research**, v. 25, n. 3, p. 629–637, 2010.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**. Londres: Cambridge University Press, 2002.

QUINTERO, I.; WIENS, J. J. Rates of projected climate change dramatically exceed past rates of climatic niche evolution among vertebrate species. **Ecology Letters**, Medford, v. 16, n. 8, p. 1095–1103, 2013.

R CORE TEAM. R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, p. R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RAHBK, C.; GRAVES, G. R. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 98, n. 8, p. 4534–4539, 2001.

RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. **Ecography**, Medford, v. 33, n. 1, p. 46–50, 2010.

REDFORD, K. H. et al. Mapping the conservation landscape. **Conservation Biology**, Medford, v. 17, n. 1, p. 116–131, 2003.

RIBEIRO L.F. et al. Two new species of the *Brachycephalus pernix* group (Anura: Brachycephalidae) from the state of Paraná, southern Brazil. **PeerJ** v. 5, p. e3603, 2017.

RIBEIRO, L. F. et al. Seven new microendemic species of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) from southern Brazil. **PeerJ**, v. 3, p. e1011, 2015.

RIBEIRO, L. F. et al. Two new species of the *Brachycephalus pernix* group (Anura: Brachycephalidae) from the state of Paraná, southern Brazil. **PeerJ**, v. 5, p. e3603, 2017.

RIBEIRO, M. C. et al. Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas. In CUNHA, A.A.; GUEDES, F. B. (Ed.). **Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2013. p. 137–164.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1141–1153.29, 2009.

RICE, K. G.; MAZZOTTI, F. J.; WADDLE, J. H. Use of amphibians as indicators of ecosystem restoration success. **Wildlife Research**, Melbourne, n. October, p. 1–5, 2007.

RICKLEFS, R. E. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, Washington v. 235, p. 167–171, 1987.

RODRIGUES, J. F. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Dispersal is more important than climate in structuring turtle communities across different biogeographical realms. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 44, p. 2109–2120, 2017.

RODRÍGUEZ, M. Á.; BELMONTES, J. A.; HAWKINS, B. A. Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. **Acta Oecologica**, Amsterdam, v. 28, n. 1, p. 65–70, 2005.

SANTANA, D. O. et al. New records of *Trachycephalus mesophaeus* (Hensel, 1867) (Anura: Hylidae) from Atlantic Forest in Sergipe state, Brazil. **Herpetology notes**, v. 9, p. 255–260, 2016.

SCHWARTZ, M. W. Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 155, p. 149–156, 2012.

SEGALLA, M. V. et al. Brazilian amphibians: list of species. **Herpetologia Brasileira**, São Paulo, Sociedade Brasileira de Herpetologia, v. 3, n. 2, p. 37–48, 2014.

SILVA, F. R. et al. Humidity levels drive reproductive modes and phylogenetic diversity of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 39, n. 9, p. 1720–1732, 2012.

SILVA, F. R.; ALMEIDA-NETO, M.; ARENA, M. V. N. Amphibian beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest: contrasting the roles of historical events and contemporary conditions at different spatial scales. **PLoS One**, v. 9, n. 10, p. e109642, 2014.

SILVA, F. R.; PROVETE, D. B.; HAWKINS, B. A. Range maps and checklists provide similar estimates of taxonomic and phylogenetic alpha diversity, but less so for beta diversity, of Brazilian Atlantic Forest anurans. **Natureza e Conservação**, Amsterdam, v. 14, n. 2, p. 99–105, 2016.

SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2005.

SIMARD, M. et al. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. **Journal of Geophysical Research**, Malden, v. 116, p. G04021, 2011.

SIQUEIRA, C. C. et al. Anurans from two high-elevation areas of Atlantic Forest in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, Curitiba, v. 28, n. 4, p. 457–464, 2011.

SOBRAL, F. L. et al. Spatial conservation priorities for top predators reveal mismatches among taxonomic, phylogenetic and functional diversity. **Natureza e Conservação**, Amsterdam, v. 12, n. 2, p. 150–155, 2014.

SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2017. Relatório Técnico.

STUART, S. N. et al. **Threatened Amphibians of the World**. Barcelona: Lynx Edicions; Gland: IUCN; Arlington: Conservation International, 2008.

SWENSON, N. G. Phylogenetic resolution and quantifying the phylogenetic diversity and dispersion of communities. **PloS One**, v. 4, n. 2, p. e4390, 2009.

TOLEDO, L. F.; BATISTA, R. F. Integrative Study of Brazilian Anurans: Geographic Distribution, Size, Environment, Taxonomy, and Conservation. **Biotropica**, Medford, v. 44, n. 6, p. 785–792, 2012.

TRABUCCO A.; ZOMER R. J. **Global Aridity Index (Global-Aridity) and Global Potential Evapo-Transpiration (Global-PET) Dataset 2010**. CGIAR-CSI GeoPortal, Disponível em <http://www.csi.cgiar.org>. Acessado em: 08. Out. 2016.

TRABUCCO A.; ZOMER, R. J. **Global High-Resolution Soil-Water Balance Geospatial Database 2010**. CGIAR-CSI GeoPortal Disponível em: <http://www.cgiar.csi.org>. Acessado em: 08. Out. 2016.

TUCKER, C. M. et al. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. **Biological Reviews**, Malden, v. 92, n. 2, p. 698–715, 2016.

URBINA-CARDONA, J. N. Conservation of Neotropical Herpetofauna: Research Trends and Challenges. **Tropical Conservation Science**, Thousand Oaks, v. 11, n. 44, p. 359–375, 2008.

URBINA-CARDONA, J. N.; LOYOLA, R. D. Applying niche-based models to predict endangered-hyld potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? **Tropical Conservation Science**, Thousand Oaks, v. 4, n. 4, p. 417–445, 2008.

VALDUJO, P. H.; CARNAVAL, A. C. O. Q.; GRAHAM, C. H. Environmental correlates of anuran beta diversity in the Brazilian Cerrado. **Ecography**, Medford, v. 36, n. 6, p. 708–717, 2013.

VASCONCELOS, T. S. et al. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest hotspot. **PloS One**, v. 9, n. 8, p. e104130, 2014.

VASCONCELOS, T. S. et al. Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 4, p. 423–432, 2010.

VASCONCELOS, T.; NASCIMENTO, B. T. M. Potential Climate-Driven Impacts on the Distribution of Generalist Treefrogs in South America. **Herpetologica**, v. 72, n. January, p. Herpetologica-D-14-00064.1, 2016.

VELLEND, M. et al. Measuring phylogenetic biodiversity. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University Press, 2011.

VITT, L. J. et al. C. Amphibians as harbingers of decay. **BioScience**, Oxford, v. 40, n. 6, p. 418, 1990.

WEBB, C.O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, Chicago, v. 156: p. 145–155, 2000.

WEBB, C.O.; ACKERLY, D.D.; KEMBEL, S.W. **Phylocom: software for the analysis of community phylogenetic structure and trait evolution. Version 4.0.1, 2008**. Disponível em <http://www.phylodiversity.net/phylocom/>, acessado em: 10. maio. 2017.

WELLS, K. D. **The ecology and behavior of amphibians**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography**, Medford, v. 28, n. 4, p. 453–470, 2001.

WIENS, J. J. Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. **PLoS Biology**, v. 14, n. 12, p. 1–18, 2016.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 273–309, 2003.

WILLIS, K. J.; WHITTAKER, R. J. Species diversity--scale matters. **Science**, Washington, v. 295, n. 5558, p. 1245–1248, 2002.

WRIGHT, D. H. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos**, Lund, p. 496–506, 1983.

ZANELLA, N. et al. Amphibia, Anura, Bufonidae, *Melanophryniscus devincenzii*: First record for Brazil. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 3, n. 2, p. 104, 2007.

ZANELLA, N. et al. Herpetofauna do Parque Natural Municipal de Sertão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 4, p. 290–298, 2013.

ZINA, J.; DE SÁ, F. P.; PRADO, C. A. P. Amphibia, Anura, Hylidae, *Hypsiboas raniceps* Cope, 1862: Distribution extension. **Check List Journal of Species Lists And Distribution**, v. 6, n. 2, p. 230–231, 2010.